

00361

37



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO 2y
Facultad de Ciencias

EVALUACION DEL CONTENIDO DE PLOMO EN
EL MUSGO LEPTODONTIUM VITICULOSOIDES
(P. BEAUV.) WIJK & MARG. DE LOS BOS-
QUES DE OYAMEL DE LA CUENCA DE MEXI-
CO.

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS (BIOLOGIA)

PRESENTA

ANGEL ZAMBRANO GARCIA

MEXICO, D. F.

TESIS CON
FECHA DE ORIGEN

1991



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

I N D I C E

RESUMEN.....	1
I 1. INTRODUCCION.....	1
II 2. ANTECEDENTES.....	4
2.1. Biomonitorio Históricio.....	5
2.2. Biomonitorio Espacial.....	6
2.2a. Monitorio con Briofitas Locales.....	7
2.2b. Monitorio con Briofitas Trasplantadas.....	8
2.2c. Monitorio Mediante "Bolsas con Musgos".....	9
2.2d. Monitorio Fitosociológico.....	9
3. OBJETIVOS.....	11
4. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO.....	11
4.1. El viento en la Cuenca de México.....	11
4.2. Distribución del Plomo en la Ciudad de México..	13
4.3. Los Bosques de Oyamel de la Cuenca de México...	13
5. METODOS.....	19
5.1. Trabajo de Campo.....	19
5.1a. Mediciones de la Estructura del Bosque de Oyamel.....	21
5.1b. Abundancia de <i>L. viticulosoides</i> y Obtención de las Muestras.....	22
5.2. Trabajo de Laboratorio.....	24
5.3. Análisis Estadístico.....	25
6. RESULTADOS Y DISCUSION.....	26
6.1. El Plomo en las Zonas de Estudio.....	26
6.2. El Plomo y la Cobertura y Distribución de <i>L. vi</i> ticulosoides en los Oyameles.....	32
7. CONCLUSIONES.....	38
AGRADECIMIENTOS.....	40
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	41
ANEXOS.....	50

RESUMEN

Se cuantificó el contenido de Pb en muestras del musgo *Leptodontium viticulosoides* (P. Beauv.) Vijk & Marg. de tres zonas de bosque de oyamel [*Abies religiosa* (H.B.K. Schl. & Cham.)] de la Cuenca de México. Las diferencias de concentración del metal se presentaron en el siguiente orden: Sierra de Las Cruces (Zona III) > Sierra Nevada (Zona I) > Monte Bajo (Zona II). Estas diferencias, significativas de acuerdo con las pruebas de Kruskal-Wallis ($p = 0.005$) y de Wilcoxon-Mann-Whitney ($p = 0.05$), son explicadas por la distancia y ubicación de las zonas con respecto a la Ciudad de México, así como por la distribución espacial de la lluvia, y la acidez de ésta, en la región. No se encontraron relaciones significativas (coeficiente de correlación de Spearman) entre las características estructurales del estrato arbóreo de los bosques y la concentración promedio del Pb en las localidades. La única excepción a esto, pero sólo en la Zona II, fue la relación positiva ($p = 0.05$) con la variación de las alturas de los árboles y de la profundidad del dosel. El análisis de la cobertura del musgo sobre los oyamales con las pruebas de Kruskal-Wallis y de Wilcoxon-Mann-Whitney demuestra que no existen diferencias entre las tres zonas. Sin embargo, en la Zona III se detectó una disminución significativa de la cobertura del musgo hacia la altura de 1.5 m del tronco. Esta disminución coincide en presentarse en la zona con mayores cantidades de Pb, pero no se encontró una relación coherente entre la frecuencia del musgo a esta altura y la concentración del metal en las muestras ni con la humedad ambiental. Se propone la hipótesis de que en la Sierra de Las Cruces el musgo está siendo afectado en su distribución sobre los oyamales, y tal vez en su abundancia, por las emisiones contaminantes de la ZMCM.

1. INTRODUCCION

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), con 17 millones de habitantes, 30 mil industrias y 3 millones de automóviles, genera el 25% de más de 16 millones de toneladas de contaminantes atmosféricos emitidas anualmente a nivel nacional (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología 1986). En consecuencia, la contaminación del aire de esta zona es la más grave del país y, de acuerdo con Báez y colaboradores (1989) y de Bauer y Krupa (1990), una de las más agudas del mundo. La magnitud e importancia de los problemas ambientales derivados de esta situación se desconocen en gran medida. El estudio de las emisiones, transporte, depositación y efectos de los contaminantes merece, por ello, especial atención en la ZMCM y sus alrededores.

En este marco, el propósito general de la tesis fue obtener, mediante una técnica de biomonitorio con briofitas, una primera imagen regional de la calidad del aire en cuanto al plomo en los bosques de oyamel de la Cuenca de México.

Se eligió al Pb por diversos motivos que lo han vuelto un contaminante de gran importancia tanto a nivel mundial como en la Ciudad de México. A escala planetaria, con la excepción del hierro, es el metal más concentrado y ampliamente distribuido en la atmósfera (Stoker y Seager 1981). Se ha calculado que al año ingresan a ésta 332 mil toneladas de Pb cuyas fuentes principales son antropogénicas, sobre todo la combustión de gasolinas adicionadas con este elemento (Nriagu 1988). Galloway y colaboradores (1982) dieron cifras reveladoras de la desproporción entre los aportes de Pb por estas fuentes y las de carácter natural: mientras las primeras producen 20 000 X 10⁸ g anuales, las segundas contribuyen sólo con 59 X 10⁸ g en el mismo periodo.

En la Ciudad de México se ha comprobado desde los años sesenta la presencia de altas concentraciones de Pb asociado a las aeropartículas (Bravo y Corona 1969; Salazar et al. 1981; Barfoot et al. 1984; Jáuregui 1989).

Durante el período 1970-1985 ingresaron a la atmósfera de la capital 28 424 toneladas de este contaminante (Bravo 1988).

Para la biota, incluido el ser humano, el Pb es un elemento no esencial y potencialmente nocivo (Organización Panamericana de la Salud 1979; Kubota 1983). Cuando este metal alcanza niveles tóxicos inhibe a la deshidratasa del ácido α -aminolevulinico (ALA), la enzima encargada de transformar al α -ALA en porfobilinógeno durante la síntesis de clorofila y hemoglobina, con la consecuente disminución de la fotosíntesis vegetal y el desarrollo de anemia en los mamíferos (Van Assche y Clijsters 1990). En el hombre provoca también enfermedades nerviosas, reproductivas, gastrointestinales, genéticas y carcinogénicas (Skerfving 1988). En las plantas, además del efecto ya mencionado, al Pb se le atribuyen reducciones en el crecimiento, en la biomasa y la transpiración; lesiones cromosómicas, inhibición de la división celular e interferencia con enzimas ligadas al metabolismo del nitrógeno (Balsberg 1989).

En un documento elaborado para el Programa Ambiental de las Naciones Unidas, Bruaux y colaboradores (1985) informaron de concentraciones altas de Pb en muestras de sangre y heces fecales humanas de la Ciudad de México en comparación con las de Bruselas y Estocolmo. El metal se ha registrado también en algunos líquenes de los volcanes Ajusco y Popocatepetl y del Desierto de los Leones (Cantoral 1986; Herrera 1990), así como en especies del arbolado urbano (Bárceñas y Navarrete 1987). Sin embargo, todavía se desconocen muchos aspectos del Pb como contaminante en la Ciudad de México y se ignora su influencia en los bosques aledaños.

La importancia de las comunidades boscosas como sumideros y fuentes naturales de contaminantes atmosféricos está fuera de duda (Smith 1982). Las interacciones del Pb con estas comunidades son extremadamente complejas y se encuentran más allá de los alcances de este trabajo. En lo general se puede afirmar que este metal accede a los bosques por depositación atmosférica húmeda y seca y que se distribuye en todos sus compartimentos, principalmente en el suelo (Smith y Siccama 1981; Bergkvist et al. 1989). Los efectos tóxicos del Pb mejor conocidos en estos ecosistemas se dan en los procesos biológicos del suelo. Las concentraciones altas de Pb en este compartimento afectan negativamente la actividad de los descomponedores de la materia orgánica, la respiración edáfica y la mineralización del nitrógeno (Baath 1989; Tyler et al. 1989; Grodzinski et al. 1990).

En los bosques de coníferas del sur de la Cuenca de México se han detectado daños foliares debidos al ozono en *Pinus hartwegii* y *P. montezumae* var. *lindleyi* (de Bauer y Hernández 1986). En el Desierto de los Leones, la población de oyamel [*Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. & Cham.] se encuentra en un proceso de franca declinación, manifiesto en daños foliares, alta mortalidad de ramas e individuos y disminución del grosor de los anillos de crecimiento en árboles de todas las edades (Alvarado 1989). La causa de este fenómeno, según concluye el mismo autor, puede tener como principal responsable a la contaminación atmosférica procedente de la Ciudad de México y, en segundo término, a factores tales como el manejo forestal inadecuado, la extracción excesiva de agua del subsuelo y la presencia de plagas y otros patógenos. En estos bosques aún no se ha investigado el papel tóxico del Pb.

En este trabajo se utilizó a *Leptodontium viticulosoides* (P. Beauv.) Wijk & Marg., un musgo epifito del oyamel, para cuantificar los contenidos de Pb acumulado en sus tejidos. Las concentraciones medidas son un reflejo de la influencia de la ZMCM en los bosques de oyamel ubicados a diferentes distancias y orientaciones con respecto a esta megalópolis.

El uso de las briofitas como bioindicadores atmosféricos es común en otros países. En lugares como Dinamarca, Finlandia, Noruega y Suecia son utilizadas rutinariamente con ese objetivo, al grado que estos países desarrollan proyectos coordinados de biomonitorio a gran escala (Rühling y Tyler 1984; Ross 1990).

Las briofitas son una herramienta útil para estimar la calidad del aire debido a tres de sus cualidades principales. En primer lugar, la mayoría de las especies de este grupo son ectohídricas (Schofield 1985). Esto significa que sus gametóforos, al carecer de cutícula o tenerla poco desarrollada, incorporan el agua y los minerales disueltos principalmente, aunque no de forma exclusiva, de la atmósfera (Longton 1980; Brown 1982; Proctor 1984). En segundo término, las paredes celulares de estas plantas tienen una gran capacidad de intercambio catiónico que les permite enlazar cationes, como el Pb^{2+} , a partir de soluciones muy diluidas como el agua de lluvia (Buck y Brown 1977; Andersen et al. 1978; Brown 1982, 1984; Tyler 1990). Y en tercer lugar, sus cuerpos a menudo muy ramificados tienen una alta relación de superficie/volumen, que las convierte en excelentes áreas de impacto de aeropartículas (Rao et al. 1977). Esta serie de características hace a las briofitas mejores acumuladoras de contaminantes que las llamadas plantas superiores, como lo han demostrado algunos trabajos comparativos (Goodman y Roberts 1971; Schacklette 1972; Ratcliffe y Beeby 1980; de Catanzaro y Hutchinson 1985).

Adicionalmente, las briofitas representan una alternativa de monitoreo sencilla y de bajo costo económico en comparación con los métodos mecánicos y automatizados (Puckett 1988), lo que posibilita su uso a gran escala.

En México la investigación de esta alternativa apenas está comenzando. Este trabajo, después de la tesis profesional de Durán y Rivera (1982) con musgos de la Ciudad de México, es el segundo en utilizar estas plantas con fines de monitoreo. En el caso de los líquenes, cuyo uso como bioindicadores tiene una historia muy semejante a la de los musgos, se cuenta ya con dos trabajos iniciales relacionados con el Pb (Cantoral 1987; Herrera 1990).

La riqueza florística de México, destacada a nivel mundial y atribuible a los numerosos ambientes ecológicos de la geografía nacional, no es desdeñable en el caso de las briofitas. Rzedowski (1981) proporcionó el dato de 2000 especies de este grupo para la República Mexicana. Es probable que esta cifra sea conservadora pero representa el 10% del total de especies de briofitas en el mundo. Se estima que en la Cuenca de México se podrían encontrar 500 de estas especies (Delgadillo, comunicación personal). En vista de tal diversidad, se puede suponer que la investigación sobre este recurso natural podría dotar al país, a mediano plazo, con un buen número de briofitas capaces de indicar la calidad del aire. Hacia esa meta pretende avanzar este trabajo.

2. ANTECEDENTES

Los últimos veinte años han sido testigos del amplio uso de las briofitas en estudios de contaminación del aire y del agua. Los contaminantes de mayor importancia, de manera sobresaliente el azufre y los metales vestigiales, han sido analizados en gran medida a través de estas plantas. Los enfoques de estos estudios son variados, sin embargo, por las características de este trabajo, se expondrán como marco de referencia sólo los aspectos relativos al monitoreo atmosférico mediante estos organismos, en especial el monitoreo de los metales vestigiales, donde se incluye al Pb.

La acumulación de metales vestigiales por las briofitas se encuentra ligada a su gran capacidad de intercambio catiónico, característica que ha sido relacionada con la presencia de ácidos urónicos en sus paredes celulares, los cuales proveen de los sitios aniónicos para enlazar los cationes (Clymo 1963; Brown 1982, 1984). De acuerdo con Rørling y Tyler (1970) y Tyler (1990), el Pb es uno de los metales con mayor afinidad por estos sitios de intercambio. En contraste, se ha observado que, los efectos tóxicos de este elemento son comparativamente menores a los de otros metales aplicados en las mismas dosis (Tyler 1990). Según este mismo autor, el grado de toxicidad de algunos metales vestigiales sigue la secuencia $Hg^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Zn^{2+}$. La menor toxicidad del Pb ha sido explicada por su alta afinidad hacia las cargas negativas de la pared celular, lo cual lo mantiene en gran medida por fuera de los procesos metabólicos (Balsberg 1989; Tyler 1990).

Los efectos negativos de los metales en las briofitas se presentan a diferente escala. Se han reportado efectos fisiológicos relacionados generalmente con la pérdida de clorofila y la disminución de la fotosíntesis (Hasselof y Winkler 1980; Raeymaekers y Glime 1986; Brown y Whitehead 1986, entre otros); disminución de la biomasa (Raeymakers 1987); reducciones en la germinación y en el crecimiento de protonemas, propágulos y rizoides (Combes y Lepp 1974; Lepp y Roberts 1977; Petersen y Francis 1980; Lepp y Hockenhull 1983; Lepp y Lawson 1984; Francis y Petersen 1989) y disminución de la cobertura (Klein y Blis 1984).

En casos extremos de sensibilidad, se ha registrado la desaparición de especies de briofitas en áreas urbanas e industriales y sus alrededores (Rao 1982). Para explicar este fenómeno se han propuesto dos hipótesis. Una de éstas, la llamada hipótesis de la sequía, propuesta por Rydzak en 1959, sugiere que las ciudades y fábricas son fuentes de calor que intensifican el aumento de la temperatura y la disminución de la humedad en sus alrededores. El efecto consecuente sería la disminución y, en última instancia, la desaparición de las especies que tienen al agua como factor limitante. Sin embargo, esta hipótesis ha sido rechazada por varios autores. Por ejemplo, Barkman (en Winer 1988), quien detectó la desaparición del 15% de las briofitas terrestres y el 13% de las briofitas epifitas en Holanda hacia 1969, argumentó que muchas de éstas eran xerófitas; que la deforestación en la zona se detuvo en 1950, antes que desaparecieran las poblaciones de epifitas; que la industrialización del país fue más activa entre los años 1850-1900 y que, sobre una base regional, el clima no se había hecho más seco durante el periodo de declinación de estas plantas. La otra hipótesis sugiere que la desaparición de briofitas y líquenes en zonas urbanas está correlacionada con

la contaminación del aire, lo cual se ha probado no sólo para algunas ciudades sino también en los alrededores de fuentes puntuales (Nash III 1975).

La notable capacidad de las briofitas para acumular contaminantes y de responder ante éstos ha encontrado su principal aplicación en el monitoreo de la calidad del aire. El procedimiento se basa fundamentalmente en la comparación temporal y/o espacial de los niveles de contaminantes medidos en las plantas, lo cual permite estimar las variaciones históricas o geográficas de la calidad del aire y a la vez detectar las posibles fuentes de contaminación (Puckett 1988).

La utilización de las briofitas con estos fines tiene algunas dificultades que es necesario destacar, pero en cambio presenta muchas ventajas que justifican su empleo como bioindicadores confiables del deterioro ambiental. A continuación se hace un bosquejo de los dos tipos principales de biomonitoreo: el histórico y el espacial o contemporáneo.

2.1 BIOMONITOREO HISTORICO

En el biomonitoreo histórico se busca conocer las variaciones de la calidad del aire en periodos amplios. Para ello la condición ineludible es disponer de material vegetal que haya estado expuesto a los contaminantes en diferentes épocas. Las fuentes de estos materiales son dos: los herbarios con colecciones que abarcan varias décadas de muestreo y las turberas naturales. Estas últimas son yacimientos de materia orgánica formados principalmente por la acumulación paulatina de especies del musgo *Sphagnum*. En algunos países europeos se han realizado trabajos con estas características.

En Suecia, Ruhling y Tyler (en Tyler 1971), dos investigadores pioneros del monitoreo con briofitas, analizaron el contenido de Pb en ejemplares de herbario del musgo *Hypnum cupressiforme* recolectados entre 1860 y 1969. Sus resultados mostraron dos periodos de marcado incremento en las concentraciones del metal: uno que hacia 1920 duplicó la cantidad de Pb respecto a las muestras de 1860 y otro, a partir de 1950, en el cual se triplicó la concentración del metal hacia 1969. Los autores atribuyeron el primer periodo al desarrollo de las actividades industriales, mientras que al segundo lo relacionaron con el aumento en el uso de las gasolinas adicionadas con Pb.

En Dinamarca, Johnsen y Rasmussen (1977) detectaron incrementos respectivos de 155, 51 y 28% para el Pb, V y Zn en el musgo *Pterogonium gracile*. Adicionalmente observaron tendencias de aumento en las concentraciones de Cu, Cr y Ni. De manera semejante al caso anterior, estos autores atribuyeron los incrementos al desarrollo cada vez mayor de las actividades humanas.

En Inglaterra, en un intento por abarcar periodos más amplios, se han analizado perfiles de turba fechados con métodos radioactivos y polinicos (Lee y Tallis 1973; Livett et al. 1979). Las altas concentraciones de Pb en la turba de finales del siglo XVII fueron imputadas a la actividad minera. Después de ese siglo hubo un periodo de disminución de las concentraciones del metal que se prolongó hasta finales del siglo XIX, con algunos incrementos parciales debidos al periodo romano de la minería. En perfiles provenientes de áreas sin actividad minera, los valores más altos de Pb se encontraron cerca de la superficie y se atribuyeron a una depositación atmosférica reciente.

Las limitantes de las estimaciones históricas son, en el caso de los trabajos con material herborizado, la escasez de ejemplares antiguos en las colecciones y el riesgo de contaminación secundaria derivado del almacenamiento y manejo (Tyler 1971). En los trabajos con perfiles de turba el problema es la posibilidad de contaminación secundaria por el lixiviado de metales desde los horizontes más recientes a los más antiguos, lo cual puede conducir a interpretaciones erróneas (Galloway et al. 1982; Brown 1984).

2.2 BIOMONITOREO ESPACIAL

En contraste con el tipo de monitoreo anterior, en el espacial o contemporáneo se cubren períodos breves y recientes. En lo fundamental, este enfoque busca explicar las diferencias de concentración y tipos de contaminantes en organismos de distintas localidades como función de las fuentes emisoras y las condiciones meteorológicas.

Estos trabajos se pueden separar en dos grandes categorías de acuerdo con la superficie que abarcan, los regionales y los locales. Entre los primeros se pueden mencionar, a manera de ejemplo, los de Glooschenko (1989) y Rinne y Barclay-Estrup (1980) en Canadá; el de Pilegaard y colaboradores (1979) en Dinamarca; los de Rühling y Tyler (1971, 1973, 1984) en Escandinavia; el de Groet (1976) en Estados Unidos, y los de Grodzinska (1978) y Grodzinska y colaboradoras (1990) en Polonia.

Los trabajos locales, a su vez, se pueden subdividir entre aquéllos que contemplan a toda una ciudad (LeBlanc y Sloover 1970; Andersen et al. 1978; Yule y Lloyd 1984a y b; entre otros) y los circunscritos a los alrededores de fuentes puntuales como fábricas, minas y plantas de electricidad (p. ej. LeBlanc et al. 1974; Folkeson 1981; Gignac 1987; Baldi 1988) o a los lados de fuentes lineales como las carreteras (p. ej. Ratcliffe y Beeby 1980; Santelmann y Gorham 1988).

Estos análisis por lo general coinciden en señalar que la concentración de metales vestigiales en las briofitas aumenta conforme disminuye la distancia de las fuentes emisoras. Además, dependiendo de los procedimientos utilizados, han podido dilucidar diversos aspectos de la contaminación del aire en las áreas de estudio. Por ejemplo, Pilegaard y colaboradores (1979) encontraron que las variaciones regionales en la concentración de contaminantes en las briofitas y los líquenes refleja a los dos componentes de la depositación atmosférica: el material generado localmente y el transportado desde grandes distancias. Andersen y colaboradores (1978) pudieron estimar los patrones de dispersión y depositación de varios metales en Copenhague. Groet (1976) logró calcular las tasas de depositación anual de metales vestigiales en el noreste de Estados Unidos. Santelmann y Gorham (1988), mediante la aplicación de factores de enriquecimiento basados en el aluminio de la corteza terrestre y el de sus muestras de *Sphagnum*, pudieron determinar el origen (biótico, edáfico, marino o atmosférico) de los metales acumulados por el musgo.

Una variante del monitoreo espacial se encarga de detectar el transporte de contaminantes a grandes distancias. En este caso se analizan muestras obtenidas en sitios muy alejados de las fuentes emisoras. Las cantidades de metales registradas son muy pequeñas y se aproximan a las llamadas

concentraciones de fondo de la atmósfera, es decir, las concentraciones que se encuentran de manera natural en ésta. Un ejemplo de esta variante es el trabajo de Montagnini y colaboradores (1984) con briofitas de la selva amazónica.

La aplicación de las briofitas al monitoreo atmosférico consiste de cuatro técnicas básicas: el uso de musgos que crecen en las propias áreas de estudio, los trasplantes, las llamadas "bolsas con musgos" y el monitoreo fitosociológico. Las características principales de estas técnicas se resumen a continuación.

2.2a Monitoreo con Briofitas Locales

Para aplicar esta técnica, la más utilizada, hay una primera condición obvia: la presencia de briofitas en el área de interés. También se requiere una selección de las especies más adecuadas, pues no todas acumulan contaminantes directamente de la atmósfera, y atender ciertos criterios de diseño de la investigación que permitan la reproducción futura de los resultados.

Como se utilizan briofitas recolectadas directamente de sus hábitats naturales, no hay una garantía absoluta de la procedencia exclusivamente atmosférica de los contaminantes acumulados en sus cuerpos. En este aspecto, las especies más idóneas son las ectohídricas, según se definieron en la introducción de este trabajo, y no las endohídricas. Las briofitas endohídricas son un grupo de especies que incorporan agua y minerales de modo similar a las plantas vasculares, a partir del sustrato (Proctor 1984). Por lo tanto, los contaminantes acumulados por estas especies reflejan más la composición del sustrato que la atmosférica.

Un problema general de estos estudios es cómo disminuir la influencia del suelo sobre los biomonitores. En la práctica, cuando se trabaja con briofitas de suelo se prefieren las especies pleurocárpicas, porque las acrocárpicas suelen mostrar rasgos endohídricos (Tyler 1990). Otra opción favorecida por algunos autores es analizar los contaminantes en especies epífitas, con muestras recogidas a distancias no menores que 1.0 m a partir del suelo (p. ej. Rasmussen 1976; Rasmussen y Johnsen 1978; Pilegaard et al. 1979). Por otra parte, si se quieren analizar respuestas ante los contaminantes, más allá de la mera acumulación, debe tomarse en cuenta que las briofitas epífitas parecen ser más sensibles que las de otros sustratos (Rao 1982).

Para evaluar los aportes del suelo a la concentración de contaminantes en las briofitas, recientemente se ha aplicado la técnica de los factores de enriquecimiento (FE). Como se mencionó anteriormente Santelmann y Gorham (1988) utilizaron estos factores para distinguir el origen de los contaminantes en el musgo *Sphagnum*. A grandes rasgos y de acuerdo con estos autores, para determinar el FE de un elemento se requiere conocer su concentración, y del Al, en la muestra y en la corteza terrestre. Se utiliza al aluminio como elemento de referencia porque es fuertemente litófilo y las plantas no lo incorporan activamente. Con esa información se aplica la

siguiente fórmula:

$$FE = \frac{[\text{Elemento}]_{\text{muestra}} / [\text{Al}]_{\text{muestra}}}{[\text{Elemento}]_{\text{corteza}} / [\text{Al}]_{\text{corteza}}}$$

Si FE resulta igual o cercano a 1.0 se dice que el elemento tiene un origen edáfico. Pero si es mayor que 1.0, se le atribuye un origen distinto a éste.

Es deseable que un estudio de biomonitoreo sea reproducible en el mismo u otro sitio. Las dificultades para lograr este objetivo se encuentran ligadas a la variabilidad de las condiciones, intrínsecas y extrínsecas a las plantas, que determinan la acumulación de los contaminantes (Brown 1984). De acuerdo con Rao (1982), estas condiciones se pueden resumir en la morfología, la capacidad para intercambiar cationes, la concentración de los contaminantes en el aire, las condiciones meteorológicas y los tiempos de exposición. Por ejemplo, un trabajo donde no se identifiquen las especies, como el de Yeaple (1972), sencillamente no es reproducible.

Problemas de reproducción de resultados también surgen cuando se trata de comparar concentraciones de contaminantes en diferentes localidades. La comparación será mejor si las condiciones involucradas (especies, sustratos, clima) son uniformes. Dificultades de este tipo aparecen, por ejemplo, cuando se monitorean áreas donde la distribución de las especies no es homogénea, pues esto obliga a utilizar especies diferentes en las distintas localidades, como en el trabajo de Groet (1976). Una manera de conseguir cierta uniformidad es utilizar especies con amplia distribución, preferencialmente sólo una por estudio (Folkesson 1979), y buscar que los ambientes donde crecen sean parecidos o al menos comparables (Pilegaard et al. 1979).

Para casos donde no es posible contar con especies de distribución amplia el mismo Folkesson (1979) ideó un método que permite inferir, en líquenes y musgos, la concentración de metales de una especie ausente en una localidad a partir de las especies presentes.

Un problema adicional está ligado a la longevidad de las briofitas. Muchas son perennes, lo cual significa que al analizar plantas completas se miden los contaminantes de acumulación reciente y de años previos. Se ha sugerido que si se pretende medir nada más los acumulados recientemente, se analicen sólo las porciones más nuevas de las plantas (Lembrechts y Vanderborgh 1985), aunque esto requiere de un buen conocimiento de la biología de las especies, de sus tasas de crecimiento y de la traslocación de minerales para evitar conclusiones equivocadas.

2.2b Monitoreo con Briofitas Trasplantadas

En lo esencial, la técnica de monitoreo con briofitas trasplantadas consiste en colocar en la zona de interés muestras recolectadas en lugares menos contaminados. El análisis de las muestras previo al trasplante permite conocer la concentración inicial de los contaminantes y contrastarla con la concentración alcanzada durante el período de exposición.

Goodman y Roberts (1971), los primeros en aplicar esta técnica con musgos en Inglaterra, encontraron incrementos de hasta 10 veces la concentración inicial de Cd, Pb y Zn en *H. cupressiforme* en un periodo de exposición de 8 semanas.

El principal problema de esta técnica es que los trasplantes pueden morir rápidamente si las condiciones ambientales de los sitios son severas, por ejemplo, en cuanto a sequía o alta contaminación (Tyler 1990). Aunque este mismo autor y Goodman y Roberts (1971) señalaron que las briofitas pueden seguir acumulando contaminantes después de muertas porque el proceso de incorporación es más fisicoquímico que biológico.

Por otra parte, de acuerdo con los contaminantes a analizar, es necesario conocer la biología de las especies para obtener buenos resultados. Por ejemplo, Pilegaard (1979) utilizó para monitoreo de metales vestigiales trasplantes de *Dicranoweisia cirrata*, sobre la base de que este musgo es tolerante a la sequía y al SO₂. Este autor enfatizó la importancia de elegir la temporada del año y el periodo de exposición adecuados para hacer el trasplante, dado que éstos influyen en el equilibrio que se debe alcanzar entre la cantidad de contaminantes depositados y la capacidad de los trasplantes para acumularlos.

La principal ventaja de los trasplantes es que permiten el monitoreo en áreas que carecen de plantas indicadoras.

2.2c Monitoreo Mediante "Bolsas de Musgos"

La técnica de exponer al aire bolsitas de malla nylon con musgos para medir contaminantes ha sido utilizada con frecuencia (p. ej. Goodman y Roberts 1971; Ratcliffe 1975; Cameron y Nickless 1977; Hynninen 1986). Se trata de una modalidad sui generis de los trasplantes, técnica de la cual derivan (Puckett 1988).

Las "bolsas de musgos" resultan muy adecuadas para monitoreo en áreas pequeñas, especialmente alrededor de fuentes puntuales (Brown 1984). Se ha ensayado con varias especies de musgos, pero en la actualidad se utilizan principalmente las del género *Sphagnum* debido a su gran capacidad de intercambio catiónico.

Los detalles del montaje de la técnica se pueden encontrar en Temple y colaboradores (1981). De acuerdo con estos autores, esta técnica tiene las ventajas de permitir una selección a voluntad de los sitios de monitoreo, de proveer con una superficie receptora uniforme, de controlar el tiempo de exposición, el poder conocer las concentraciones iniciales y finales de contaminantes y de su disponibilidad durante todo el año a bajos costos. Entre las desventajas, según los mismos autores, se encuentra el desconocimiento sobre su efectividad de captación para varios contaminantes, por lo que los resultados sólo reflejan las tasas relativas de depositación y no pueden utilizarse para definir la carga total de contaminantes en el aire.

2.2d Monitoreo Fitosociológico

La incorporación de parámetros fitosociológicos de los líquenes y los musgos al monitoreo atmosférico se atribuye a los canadienses LeBlanc y De Sloover

(Showman 1988). La técnica en sí misma no requiere medir los contaminantes en las plantas; funciona con datos de campo levantados en un gran número de sitios y produce un Índice de Pureza Atmosférica (IPA) para cada uno de éstos, según la siguiente ecuación:

$$IPA = \sum \frac{1}{n} (Q \times f) / 10$$

donde n es el número total de especies en un sitio (localidad); f, es la frecuencia-cobertura de cada especie en la localidad; y Q es un índice ecológico o factor de resistencia aparente de una especie dada, obtenido como el número promedio de especies que se presentan junto con ésta en los sitios analizados. La suma de Q x f se divide entre 10 sólo para tener valores más pequeños y de fácil manejo (LeBlanc et al. 1974). De la ecuación se desprende que la calidad del aire en un sitio será mejor (IPA con valor alto) conforme aumente el número y la abundancia de especies, sobre todo si éstas son de distribución amplia, pues incrementan los valores de Q y f.

Si sobre un mapa del área de estudio se unen con isolinéas los sitios con IPA similar, se obtiene un panorama de las zonas con diferente calidad del aire. Cuando estos mapas se han comparado con otros obtenidos a partir de mediciones atmosféricas directas de algún contaminante, como el SO₂ (LeBlanc et al. 1972), su parecido resulta sorprendente. No deja de ser también llamativa la similitud cuando las zonas de IPA se comparan con el contenido de contaminantes en las plantas mismas, como en el caso del Pb, el Cd y el Zn y en menor medida el Cu, cuantificados en el musgo *Hylocomium splendens* en los alrededores de una mina de cobre en Canadá por LeBlanc y colaboradores (1974).

Aunque el método fitosociológico es muy laborioso, una de sus ventajas es que permite evaluar a nivel macroscópico los efectos de los contaminantes en los grupos vegetales bajo estudio. Además, una ventaja importante sobre los mapeos florísticos sin datos de abundancia es que, mientras éstos registran los efectos sólo cuando las especies ya desaparecieron de un sitio, con el biomonitorio fitosociológico se pueden detectar antes que las especies queden eliminadas (Showman 1988).

En la Ciudad de México este enfoque fue aplicado con musgos epifitos por Durán y Rivera (1982). Entre los resultados principales de estos autores destacan la correlación inversa entre los valores de IPA y las concentraciones de SO₂ atmosférico, y la ausencia de correlación de los IPAs con los factores climáticos, en particular con la humedad. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que la desaparición de especies de briofitas en las zonas urbanas tiene más relación con la contaminación del aire que con una disminución de la humedad ambiental. De acuerdo con los mismos autores, las zonas con menor calidad del aire corresponden a las porciones centrales de la ciudad y a la parte NE de la Delegación Iztapalapa. Las zonas menos afectadas resultaron ser las Delegaciones Coyoacán, Tlalpan y Xochimilco. En cuanto a los efectos de los contaminantes, aunque la evaluación fue preliminar, mencionan síntomas de daño (manchas café) en *Tortula pagorum*. No obstante, sugieren que esta especie, junto con *Bryum argentum* parecen ser las especies menos sensibles por su amplia distribución en la ciudad; desafortunadamente, no ha habido otro trabajo que le dé continuidad al de estos autores.

En resumen, se puede afirmar que las briofitas constituyen un medio útil para estimar con rapidez y a bajos costos la calidad del aire a nivel local, regional e incluso en áreas remotas, donde resulta caro y complicado trasladar equipo de monitoreo directo. Adicionalmente, el desarrollo de técnicas como los trasplantes y las "bolsas con musgos" posibilita los estudios aun en aquellos sitios donde no hay plantas apropiadas para monitoreo.

3. OBJETIVOS

El primer objetivo de este trabajo fue comparar concentraciones de Pb en el musgo *L. viticulosoides* en las tres principales poblaciones de oyamel de las laderas internas de la Cuenca de México. Estas poblaciones, que se distribuyen en la porción meridional de la cuenca, se denominarán: Zona I, a los volcanes Iztaccihuatl y Popocatepetl, ubicados al SE de la Ciudad de México a una distancia promedio de 40 km; Zona II, Monte Bajo, al NW de la ciudad a una distancia de 25 km; y Zona III, la Sierra de Las Cruces, a 8 km al SW de la ciudad (Fig. 1). Con esto se conseguirá una primera imagen comparativa de la calidad del aire en cuanto al plomo en estos bosques y de la influencia que tiene la ZMCM en este aspecto.

El segundo objetivo fue la búsqueda de relaciones entre la concentración de Pb en las muestras y la cobertura y distribución de *L. viticulosoides* en los oyamales de las tres zonas de estudio. El fin de esta búsqueda es detectar evidencias de campo de la posible influencia del metal en esos parámetros ecológicos de *L. viticulosoides*.

4. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Cuenca de México se divide fisiográficamente en tres partes: septentrional, nororiental y meridional (Mosser 1975). Los bosques de oyamel que constituyen propiamente el área de estudio se localizan en la porción meridional, la cual está delimitada hacia el E por la Sierra Nevada y la Sierra de Río Frio; al W por la Sierra del de las Cruces y las serranías de Monte Alto y Monte Bajo; al S por la Sierra del Chichinautzin y al N, aunque de manera incompleta, por las sierras de Guadalupe y Patlachique y el Cerro Chiconauta (Fig. 1).

Tomando en cuenta que en la literatura nacional existen numerosas y conocidas descripciones geográficas de la cuenca en general y de su porción meridional, para los fines de este trabajo sólo se resumen aspectos de sus sistemas de viento, de la distribución espacial del Pb en el aire de la Ciudad de México y del tipo de vegetación de interés.

4.1 EL VIENTO EN LA CUENCA DE MEXICO

De acuerdo con Jáuregui (1986; 1987), la Cuenca de México se ve afectada por dos macrosistemas de viento: las masas de aire polar que llegan por el NW, W y SW durante la temporada seca del año (noviembre-abril) y la corriente húmeda de los alisios que sopla por el noreste entre mayo y octubre. El sistema local más importante es el viento de valle-montaña producido por las condiciones

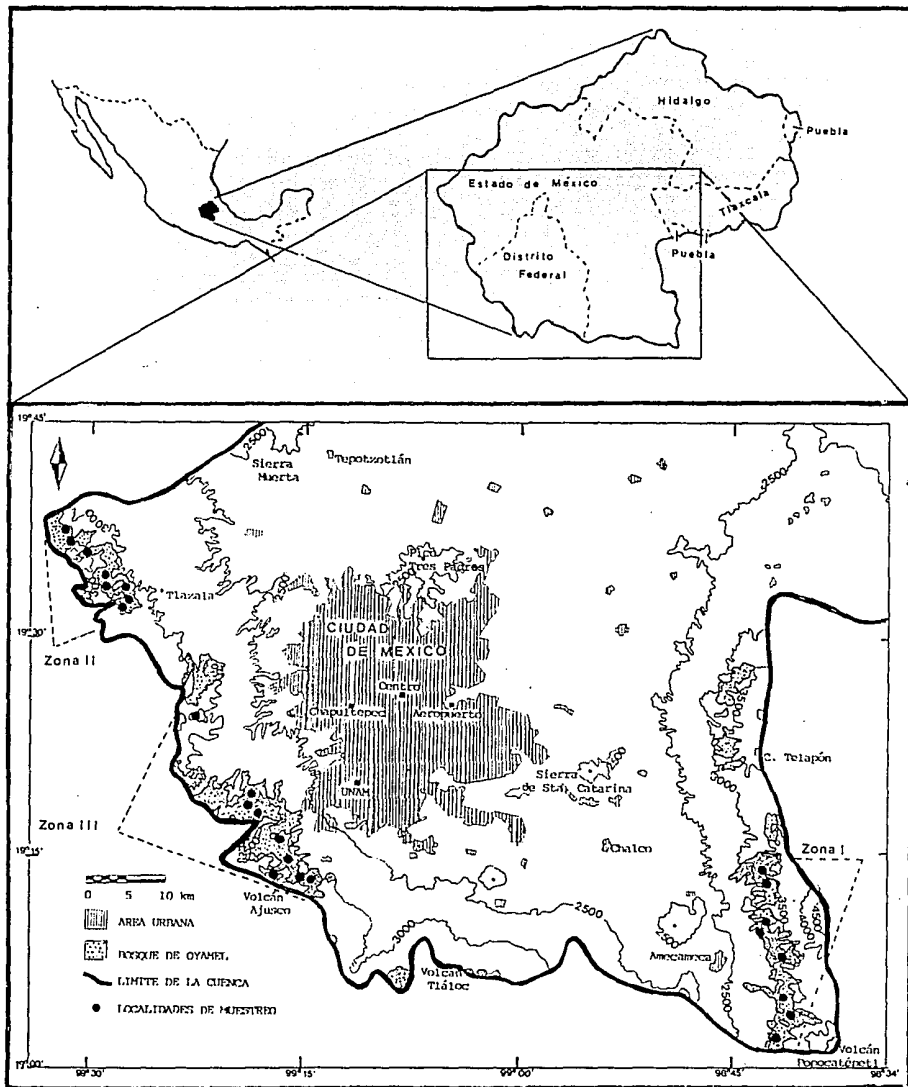


FIGURA 1. Ubicación del área de estudio. a) República Mexicana; b) Contorno general de la Cuenca de México y c) Zonas de trabajo dentro de la porción meridional de la cuenca (modificada a partir de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación, 1:250 000, E14-2, INEGI 1984).

topográficas de la región y el cual se ve reforzado por las diferencias térmicas entre la ciudad y el campo.

Los complicados patrones de flujo del viento en la cuenca son resultado de la interacción de estos sistemas. Los más simples son aquellos donde domina claramente uno de ellos. Sin embargo, entre un flujo dominado por el viento local y uno dominado por el regional hay una gran variedad de situaciones intermedias que dependen del grado de prevalencia de uno u otro sistema (Jáuregui et al. 1981).

En un análisis del viento superficial, basado en vientos horarios de dos meses representativos de las lluvias y otros dos de la temporada seca, Herrera (1990) encontró que el viento dominante en la porción sur de la cuenca tiene una componente NE-SW con velocidades promedio entre 0.14 y 5.14 m/s.

4.2 DISTRIBUCION DEL PLOMO EN LA CIUDAD DE MEXICO

En un análisis de la dispersión del Pb en la Ciudad de México en relación con los factores meteorológicos, Jáuregui (1989) demostró que las concentraciones máximas del metal se presentan en las zonas centro y norte de la capital, donde se ubican las principales fuentes fijas (Figura 2a), con una tendencia creciente a sobrepasar la norma trimestral de 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Hacia 1985 esta tendencia abarcaba ya dos tercios del área urbana.

Los niveles de Pb atmosférico, de acuerdo con el mismo trabajo, alcanzan su valor mínimo durante los meses húmedos del año debido al lavado por la lluvia. Los incrementos mayores del metal se registran en el sur de la ciudad y se atribuyen a un efecto de transporte neto en dirección N-S ocasionado por la circulación de los vientos y por el aumento de la actividad vehicular en esta zona (Figuras 2b, c y d).

4.3 LOS BOSQUES DE OYAMEL DE LA CUENCA DE MEXICO

Los bosques de oyamel (*A. religiosa*) de la porción meridional de la Cuenca de México (Figura 1) constituyen las poblaciones más grandes de esta especie en el país (Rzedowski 1981). Son bosques bien definidos desde el punto de vista fisionómico, florístico y ecológico cuya presencia está determinada por el suelo y el clima, sobre todo por la precipitación y la temperatura (Rzedowski y Calderón 1979).

De acuerdo con Madrigal (1967), de donde provienen los datos que se exponen a continuación, la presencia de este bosque en la Cuenca de México data del Plesitoceno y está relacionado florísticamente con la región Holártica. Sus características, por lo tanto, son más templadas que tropicales. En la actualidad, dentro de la cuenca, este bosque se distribuye principalmente en las serranías que circundan la porción meridional. Sus límites altitudinales se encuentran entre los 2 500 y 3 660 msnm, pero las masas con mayor densidad y vigor se encuentran entre los 2 900 y 3 200 msnm.

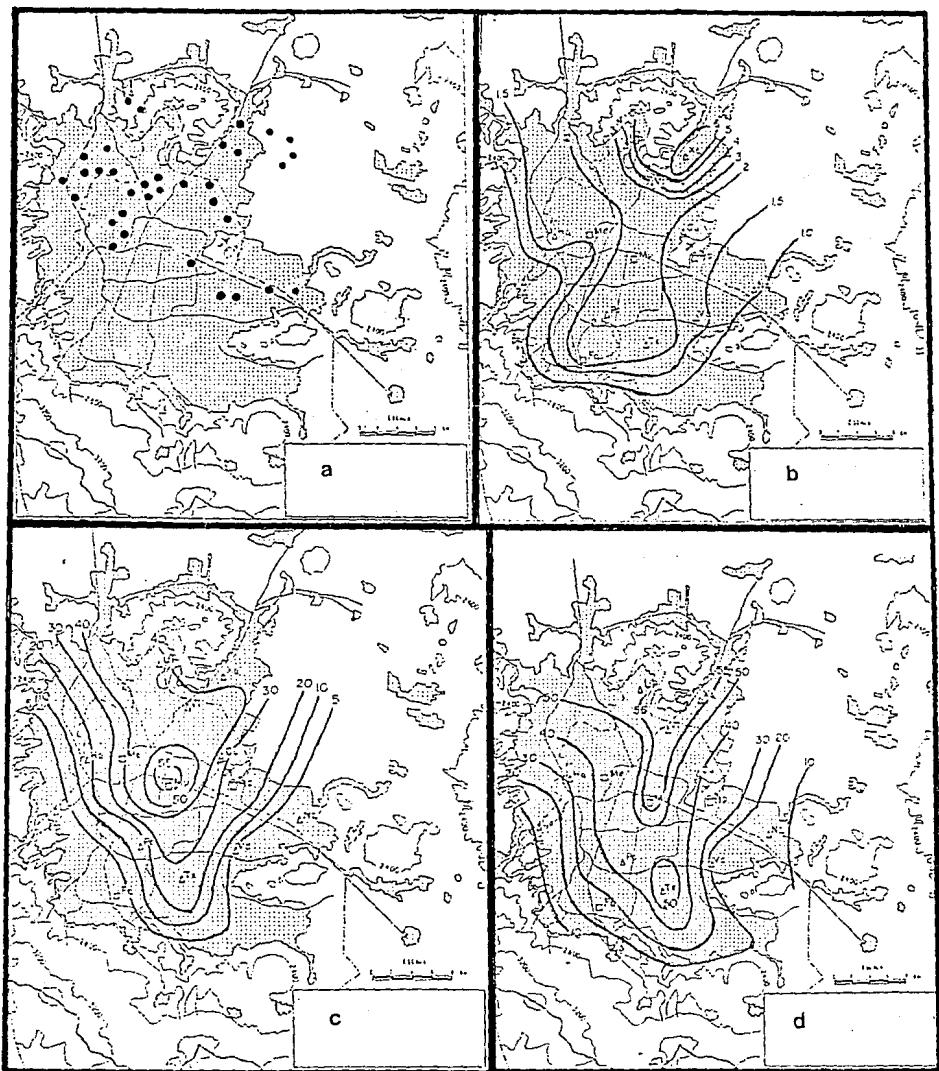


FIGURA 2. a) Principales fuentes fijas de Pb en la Ciudad de México (●); b) Distribución del Pb atmosférico en diciembre de 1984 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); c) Porcentaje de veces que se excedió la norma para el Pb atmosférico en 1978 y d) Porcentaje de veces que se excedió esta norma en 1985 (a partir de Jáuregui 1989).

Los suelos del bosque de oyamel son profundos, húmedos y bien drenados, con una textura predominante del tipo migajón arenoso, aunque también las hay francas y arenosas. Estos suelos tienen un pH que varía entre 5.0 y 6.7 y presentan un alto contenido de materia orgánica. El sustrato rocoso está compuesto principalmente por andesitas, basaltos, riolitas, lutitas, tobas y material volcánico indiferenciado. La topografía en estos bosques es por lo general muy accidentada. Su atmósfera es húmeda y con invierno benigno. De acuerdo con Cardoso y García (1982), les corresponde el tipo climático Cw₂b, templado con lluvias en verano y temperatura media del mes más caliente menor a 22°C (Figura 3, Tabla 1).

TABLA 1. Datos climáticos de los bosques de oyamel de la Cuenca de México (resumida a partir de Hedrigal 1967).

Temperatura (°C)	
media	10.5-13.0
máxima media	17.0-20.0
mínima media	3.0- 5.0
Precipitación total (mm)	
Evaporación total (mm)	1000-1400
Días con nevada	800-1400
Días con niebla	00-01
Días con granizo	12-55
Días con rocío	00-10
Vientos dominantes	01-135
	calma, N, SW

Como información de interés para la discusión de los resultados de este trabajo, se presentan los datos de precipitación y evaporación mensual de las tres zonas de estudio (Figura .4). Esta información proviene del Observatorio Meteorológico Nacional y corresponde a estaciones cercanas o dentro de las zonas de trabajo. Desafortunadamente, en estas estaciones no se hacen las observaciones horarias del viento que se requieren para una visión más precisa de este factor. En la Tabla 2 se resumen los valores anualizados de la precipitación, la evaporación y el índice de aridez (evaporación/precipitación) para las zonas de trabajo.

TABLA 2. Precipitación pluvial (pp), Evaporación (E) e Índice de Aridez (IA) en las zonas de trabajo (valores anuales).

	pp (mm)	E (mm)	IA
ZONA I	1038.4	1296.2	1.2
ZONA II	976.6	1407.6	1.4
ZONA III	1354.6	966.8	0.7

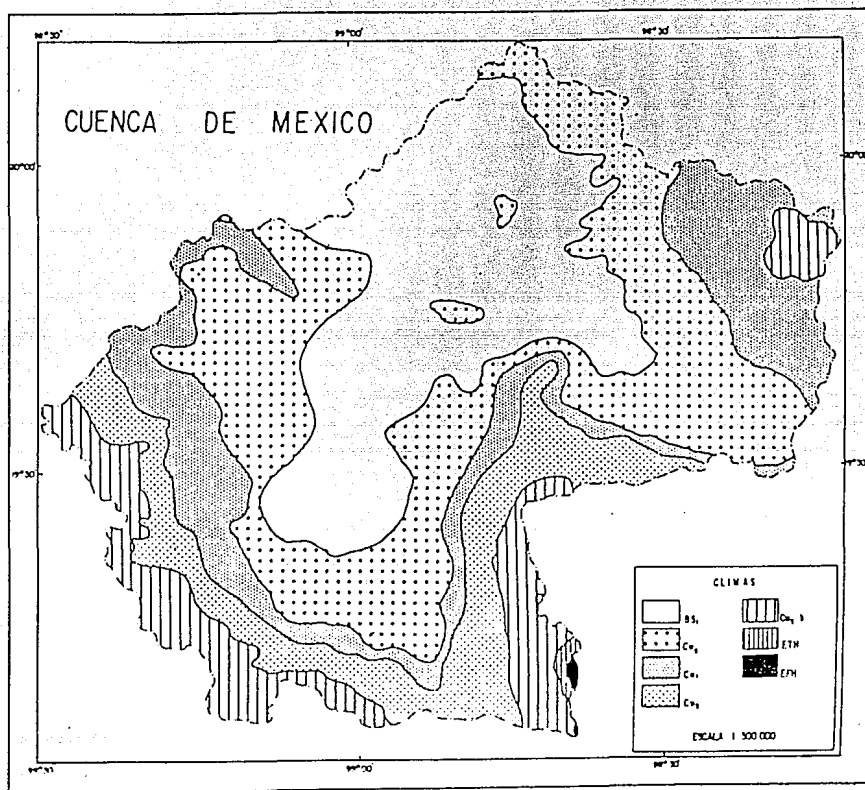


FIGURA 3. Tipos de clima de la Cuenca de México (tomada de Cardoso y García 1982).

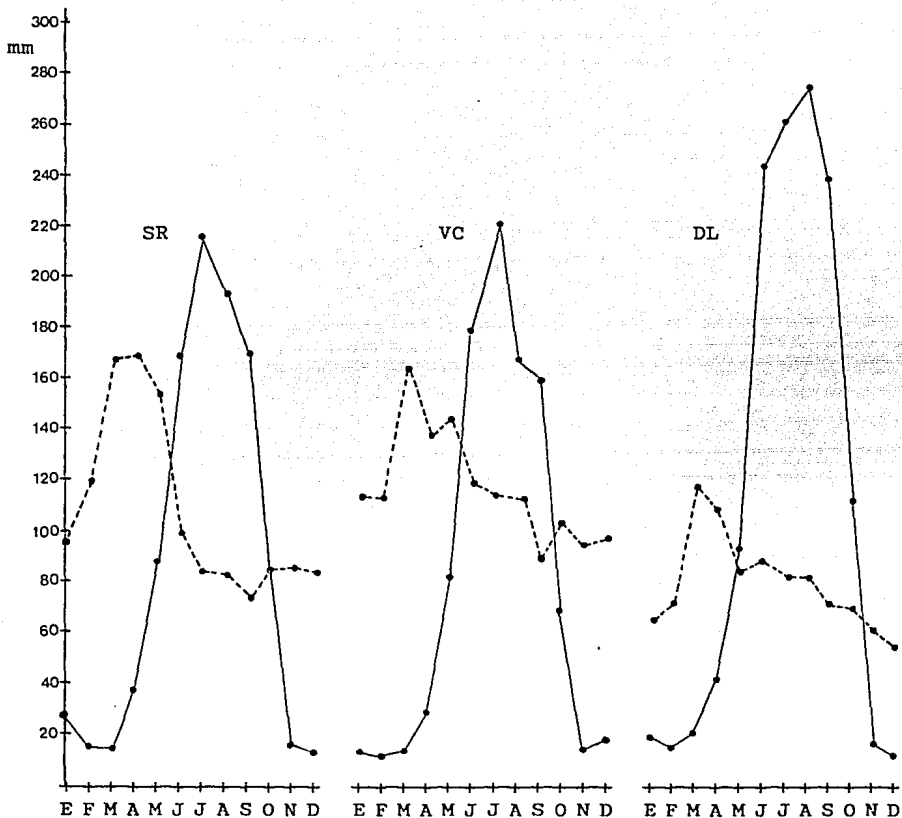


FIGURA 4. Precipitación (—●—) y evaporación (---●---) mensuales en tres estaciones meteorológicas cercanas a las zonas de estudio. SR, San Rafael, Edo. de Méx. (1971-1986), Zona I; VC, Villa del Carbón, Edo. de Méx. (1976-1984), Zona II; DL, Desierto de los Leones, D. F. (1971-1986), Zona III.

El bosque de *A. religiosa*, según Madrigal (1967), está constituido típicamente por cinco estratos: el I, rasante o mucinal, compuesto casi exclusivamente por musgos (22 especies) con una altura que no rebasa los 5.0 cm; el II, herbáceo, de 1.5 m de altura; el III o arbustivo, de 5.0 m y el IV y V, arbóreo inferior y superior, respectivamente (Figura 5).

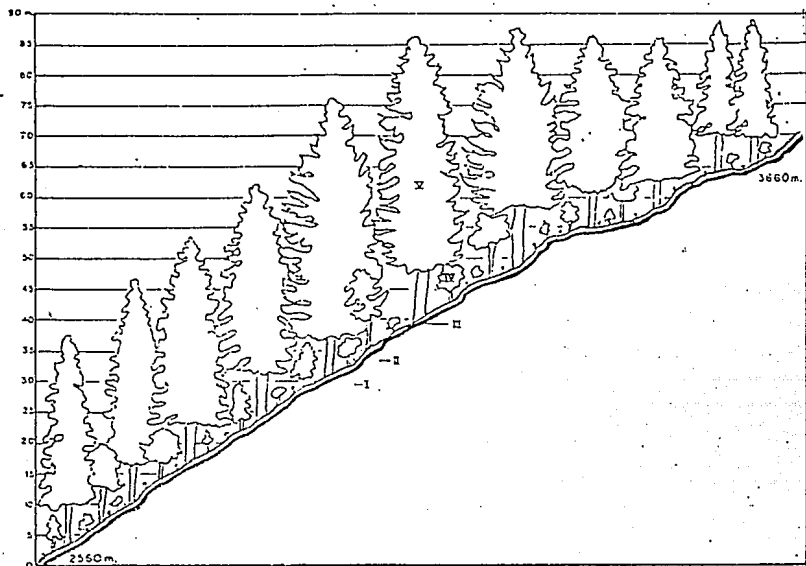


FIGURA 5. Perfil del bosque de oyamel en la Cuenca de México. I) estrato rasante, II) estrato herbáceo, III, estrato arbustivo; IV) estrato arbóreo inferior y V) estrato arbóreo superior (tomada de Madrigal 1967).

Este último estrato está dominado por *A. religiosa*, árbol que alcanza hasta 45 m de altura, y ocasionalmente se presentan otros árboles como *Alnus firmifolia*, *Cupressus lindleyi*, *Garrya laurifolia*, *Quercus laurina*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga macrolepis* y *Salix oxylepis*. En los estratos inferiores son frecuentes *Alchemilla procumbens*, *Brachipodium mexicana*, *Eupatorium elongata*, *Salvia elegans* y *Symphoricarpos microphyllus*.

Estos bosques de gran valor ecológico, estético y económico están siendo severamente afectados por la actividad humana. De acuerdo con Alvarado (1989), el decaimiento de las poblaciones de oyamel es apreciable en el Volcán Ajusco, Los Dinamos y el Desierto de los Leones (Zona III de este trabajo). El sintoma más visible del decaimiento es la senectud prematura de las hojas que conduce a una muerte lenta, y a veces súbita, de los individuos de todas las edades. A este sintoma se agrega también la acción de insectos descortezadores,

facilitada por el mismo debilitamiento de los árboles. De acuerdo con el mismo autor, en la última mitad de los años ochenta se vio afectado aproximadamente el 12% del volumen total de oyamel en el Desierto de Los Leones. La causa de esta situación, como se señaló en la introducción de esta tesis, parece ser la emisión de contaminantes en la Ciudad de México.

5. METODOS

5.1 TRABAJO DE CAMPO

En esta fase del estudio se seleccionaron los sitios de muestreo y la especie de musgo para el análisis de Pb, se obtuvieron datos de estructura de los bosques y de abundancia del musgo y se recolectaron las muestras para análisis de laboratorio. La información cartográfica para los recorridos prospectivos y la ubicación de las localidades se tomó de las cartas topográfica, de uso de suelo y vegetación y de efectos climáticos de la Ciudad de México, E14-2, con escala 1:250 000, del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 1989, 1984 y 1985). Para información más detallada se utilizaron las cartas de uso de suelo y vegetación con escala 1 : 50 000 de Amecameca (E14A49, 1983), Chalco (E14B31, 1984), Milpa Alta (carta geológica E14A19, 1984), Ciudad de México (E14A39, 1977), Toluca (E14A38, 1979) y Villa del Carbón (E14A28, 1976).

En la selección de las localidades se utilizaron varios criterios para evitar sesgos informativos generados al comparar, por ejemplo, contenidos de Pb en especies, hábitats y sustratos diferentes. En primer lugar, se eligió el bosque de oyamel porque en la Cuenca de México se desarrolla en ambientes climáticos, topográficos, altitudinales y ecológicos similares y porque están ubicados a distancias y orientaciones distintas con respecto a la fuente emisora, la ZMCM. Se escogieron tres grandes zonas de oyametales: la Sierra Nevada (Zona I), que se localiza al SE de la Ciudad de México, aproximadamente a 30-50 km de los límites de ésta (el intervalo de distancia corresponde a las distancias más cercanas y lejanas del bosque con respecto a la ciudad); la serranía de Monte Bajo, al NW de la capital a una distancia entre 20 y 30 km (Zona II) y la Sierra de las Cruces, al SW de la capital a una distancia aproximada entre 5 y 10 km (Zona III).

En segundo lugar, se decidió trabajar con *Leptodontium viticulosoides* por tratarse, según se apreció en los recorridos prospectivos, del musgo epifito del oyamel más frecuente y abundante a la altura apropiada para recolectar las muestras, es decir, por arriba de 1.0 m en el fuste de los árboles, lo cual minimiza la posible influencia directa del suelo en el contenido mineral de éstas (Rasmussen y Johnsen 1976; Rasmussen 1978). *L. viticulosoides* tiene otras ventajas para trabajos de monitoreo atmosférico: se reconoce con relativa facilidad en el campo y presenta un gametóforo con tamaño suficiente para evitar dificultades de extracción de la muestra. Adicionalmente, se contaba con análisis preliminares positivos para el Pb en muestras de esta especie recogidas en el Volcán Ajusco (datos no publicados).

Hay por lo menos un par de variedades de este musgo en la región *L. viticulosoides* var. *viticulosoides* y *L. viticulosoides* var. *sulphureum*; sin embargo, para fines prácticos se optó por trabajar a nivel de especie. Al

lector interesado en la descripción de la planta se le remite al trabajo de Zander (1972), quien hizo la revisión del género *Leptodontium* en América.

El área de estudio está surcada por algunas carreteras, numerosos caminos de terracería y brechas para extracción de madera que pueden constituir fuentes locales de emisión de contaminantes. Para minimizar la posible influencia de estas rutas de transporte, las estaciones de muestreo se ubicaron a una distancia de ellas no menor que 200 m. Al respecto no hay una distancia típica. Se ha trabajado, por ejemplo, a 90 m (Ratcliffe 1975), a 250 m (Ross 1990), a 300 m (Rühling y Tyler 1984). En algunos sitios no fue posible atender este criterio, pero siempre se trató de alguna brecha abandonada o con muy baja intensidad de tráfico vehicular, por lo cual se asumió que sus emisiones de Pb no eran significativas. En las zonas I y II se establecieron 8 localidades en cada una y 9 en la zona III (Figura 1, Tabla 3).

TABLA 3. Ubicación de las localidades de muestreo. Todas las localidades de las Zonas I y II y la localidad III-9 se encuentran en el Estado de México. De la III-1 a la III-8 se ubican en el Distrito Federal.

LOCALIDAD	SITIO DE REFERENCIA	UBICACION	ALTITUD (msnm)
I-1	Atlautla	19°00'13''N; 98°42'00''W	3050
I-2	Tlanacas	19°05'30''N; 98°40'48''W	3320
I-3	Tlanacas	19°04'56''N; 98°41'35''W	3050
I-4	Zapotitla	19°07'00''N; 98°41'41''W	3400
I-5	Santiago	19°10'08''N; 98°42'25''W	3250
I-6	Santiago	19°09'36''N; 98°43'00''W	3020
I-7	San Rafael	19°12'13''N; 98°42'33''W	3300
I-8	San Rafael	19°13'42''N; 98°42'28''W	3300
II-1	Tlazala	19°32'00''N; 99°27'43''W	3260
II-2	Tlazala	19°33'17''N; 99°27'00''W	3020
II-3	Tlazala	19°32'30''N; 99°27'00''W	3100
II-4	Tlazala	19°36'09''N; 99°29'05''W	3180
II-5	Tlazala	19°36'05''N; 99°29'24''W	3230
II-6	Jiquipilco	19°35'43''N; 99°30'46''W	3260
II-7	Jiquipilco	19°36'14''N; 99°32'27''W	3450
II-8	Jiquipilco	19°36'46''N; 99°32'29''W	3350
III-1	V. Ajusco	19°13'20''N; 99°15'12''W	3350
III-2	V. Ajusco	19°13'05''N; 99°15'54''W	3500
III-3	V. Ajusco	19°14'12''N; 99°16'10''W	3250
III-4	Montealegre	19°13'32''N; 99°17'35''W	3450
III-5	Contreras	19°15'05''N; 99°16'45''W	3300
III-6	D. Los Leones	19°16'46''N; 99°18'28''W	3350
III-7	D. Los Leones	19°17'17''N; 99°19'00''W	3200
III-8	D. Los Leones	19°19'00''N; 99°18'16''W	2900
III-9	El Guarda	19°24'43''N; 99°22'23''W	3050

5.1.a Mediciones de la Estructura del Bosque de Oyamel

Los datos obtenidos de la estructura del bosque corresponden al estrato arbóreo, dominado claramente por *A. religiosa*. Este estrato tiene un papel importante en la captación de partículas provenientes de la atmósfera.

En cada localidad se marcaron cien oyameles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor que 5.0 cm. Con una tabla de números aleatorios (Reyes 1987) se eligieron con reemplazo tres árboles, a partir de los cuales se establecieron tres cuadros de 15.0 x 15.0 m. Los cuadros fueron orientados de manera uniforme, considerando a cada árbol seleccionado como esquina SW de su propio cuadro. Se determinaron el número de individuos por cuadro (densidad), el DAP, las coberturas por árbol, por cuadrante y por localidad y la altura total de cada individuo (h_1), la altura de la primera rama importante sin hojas (h_2) y la altura de la primera rama importante con hojas (h_3).

La cobertura por individuo se obtuvo midiendo dos diámetros cruzados de la base de la copa y aplicando la fórmula:

$$cc = \left(\frac{D_1 + D_2}{4} \right)^2$$

donde cc es la cobertura y D_1 y D_2 son los diámetros de la base de la copa (Müller-Dumbois & Ellenberg 1974). Con estos valores individuales se calculó la cobertura en cada cuadro a partir de la fórmula:

$$CC = \frac{\sum cc}{225} \times 100$$

donde CC es la cobertura por cuadro, cc es la cobertura de cada individuo y 225 es la superficie del cuadro en m^2 . La cobertura por localidad corresponde al promedio de los tres cuadros.

Las alturas de los árboles se midieron por triangulación con ayuda de un clinómetro. A veces la primera rama aún mantiene sus hojas y en estos casos h_2 y h_3 tienen el mismo valor. La fórmula para obtener las alturas es:

$$h = \tan \theta(a)$$

donde h representa la altura de interés, θ el valor del ángulo opuesto a h y a es el cateto adyacente al ángulo. El valor, este cateto es igual a la distancia de la base del árbol al punto donde se mide el ángulo.

Si se asume que el cono recto es la figura más aproximada a la forma de la copa de Abies, con las alturas y el radio de la base de la copa se pueden conocer las dimensiones de esta parte de los árboles. Sarukhán y Franco (1981) denominan área foliar a la superficie del cono así concebido. Este valor es una estimación muy gruesa del área foliar real; sin embargo, se consideró importante por ser una aproximación a las dimensiones de la superficie de impacto de las aeropartículas. Su valor se obtiene mediante la fórmula:

$$A_i = \pi r_i s_i$$

donde A es el área lateral del cono; r el radio de la copa y s la hipotenusa del triángulo generador del cono con catetos a -la altura de la copa- y r, el radio de la base de la copa.

Por consiguiente

$$Af = \pi r_i \sqrt{(a_i^2 + r_i^2)}$$

donde Af representa el área foliar.

Este procedimiento sirvió para calcular las superficies de un par de conos por individuo: el cono 1 cuya altura a es igual a la diferencia entre la altura total del árbol de la primera rama con hojas ($h_1 - h_2$) y r es el radio de cobertura; y el cono 2 cuya altura a' está dada por la diferencia entre la altura total y la de la primera rama con hojas ($h_1 - h_3$) y su radio se obtiene con la razón: r/a ; r'/a' .

5.1.b Abundancia de *L. viticulosoides* y Obtención de las Muestras.

Para tener una aproximación a la abundancia de *L. viticulosoides* se midió su cobertura sobre los tallos de los oyameles. El valor de la cobertura, de acuerdo con Kershaw (1973), es una buena estimación de la abundancia de una planta, sobre todo cuando es imposible definir entidades individuales, como en el caso de los pastizales. En general, los musgos se encuentran en este mismo caso por la forma de crecimiento de sus gametóforos. La medición de la cobertura es, además, un método no destructivo y rápido en contraste con las técnicas que implican cosechar plantas para medir directamente la biomasa.

Las mediciones de cobertura se hicieron en cada localidad sobre 12 árboles escogidos al azar y con reemplazo entre los cien oyameles marcados. Se utilizó un método sin área consistente en rodear al tronco con una cinta métrica plástica en tres diferentes alturas: 0.5, 1.0 y 1.5 m. En su versión original esta técnica se conoce como Línea de Canfield o método de intercepción de puntos (Miller-Dumois y Ellenberg 1974) y es aplicada a mediciones de cobertura en pastizales. El número cero de la cinta se colocó siempre en el punto norte del tronco, con lo cual se obtuvo automáticamente una longitud de muestreo (tamaño de muestra) igual al perímetro en cada altura. Con esta técnica es posible conocer también las orientaciones del musgo alrededor del tronco. Se revisó la cinta anotando el número de cada marca de centímetro que interceptaba al musgo. Como las intercepciones se pueden dar en tres formas distintas (por arriba, por abajo o por ambos lados de la cinta), cualquiera de estas posibilidades se consideró como una sola intercepción. Para cada localidad se calcularon dos tipos de porcentaje de cobertura: una total y otra por alturas, cada una con dos variantes. Al porcentaje total por localidad referido al tamaño de muestra se le denomina

aquí frecuencia relativa 1 (FR1) y se obtuvo de la siguiente manera:

$$FR1 = \frac{\sum_{i=1}^{12} I}{\sum_{i=1}^{12} P} \times 100$$

donde I representa el número de intercepciones del musgo en las tres alturas y P el perímetro de los fustes del oyamel en las mismas alturas.

La frecuencia relativa 2 (FR2) se refiere al porcentaje total de intercepciones en una localidad con respecto al total de intercepciones en todas las localidades de las tres zonas de trabajo, y proporciona una medida de la abundancia en una localidad con respecto a las demás. Esta frecuencia se calculó con la siguiente fórmula:

$$FR2 = \frac{\sum_{i=1}^{12} I}{\sum_{i=1}^{12} I} \times 100$$

donde I representa las intercepciones en la localidad de interés e Ir el total de intercepciones en el conjunto de las localidades.

La frecuencia relativa 3 (FR3) es el porcentaje de intercepciones en una altura, en una localidad, con respecto al tamaño de la muestra en esa altura y se calculó con

$$FR3 = \frac{\sum_{i=1}^{12} I_h}{\sum_{i=1}^{12} P_h} \times 100$$

donde I_h es el número de intercepciones en la altura de interés y P_h es el perímetro del tallo en esa altura.

La frecuencia relativa 4 (FR4) representa al porcentaje de intercepciones en la altura h con respecto al total de intercepciones en las tres alturas. Us

calculo se hizo con la siguiente fórmula:

$$FR4 = \frac{\sum_{i=1}^{12} I_n}{\sum_{i=1}^{12} I} \times 100$$

en la cual I_n es el número de intercepciones en la altura de interés en un individuo e I es el total de intercepciones en las tres alturas del individuo. $FR3$ y $FR4$ proporcionan una estimación de la abundancia del musgo en cada una de las tres alturas medidas.

Las muestras de *L. viticulosoides* para análisis de laboratorio se recogieron entre noviembre de 1989 y marzo de 1990, una sola vez en cada localidad y exclusivamente de oyameles. Las únicas excepciones a este último criterio fueron las localidades III-8 y III-9, donde este musgo es muy escaso y las muestras se completaron recolectando en algunos encinos. Los musgos se obtuvieron en todos los casos de porciones del fuste por encima de 1.0 m a partir del suelo y sin considerar su orientación alrededor del tronco. En cada localidad se obtuvieron tres muestras a partir de árboles distintos y fueron guardadas y transportadas al laboratorio en bolsas de papel estraza, donde permanecieron a temperatura ambiente hasta la realización del análisis.

Sin la finalidad de establecer una zona de muestreo adicional, se recolectaron tres muestras de *L. viticulosoides* en las cercanías de El Chico, Hgo., un lugar al norte y por fuera de la Cuenca de México, para tener una concentración de referencia.

Los ejemplares de respaldo de este trabajo se depositaron en la colección de briofitas del Herbario Nacional (MEXU).

5.2 TRABAJO DE LABORATORIO

A las muestras se les removió el material macroscópico extraño al musgo, como pedazos de ramas, hojas, semillas e insectos. Posteriormente fueron secadas a peso constante durante 3 días a 55 °C. De cada muestra se utilizaron 2.0 g de plantas completas. Dos tercios del total de muestras, es decir 50, fueron lavadas con 100 ml de HCL 0.5% (v/v). Según Kingston y colaboradores (1987), una solución de este tipo es capaz de remover la mayor parte de los metales depositados en la superficie del musgo sin afectar a los enlaces intracelularmente. 50 ml de la solución de lavado recuperada se sometieron a digestión húmeda con 6.0 ml de HNO₃ ultrapuro y 2.0 ml de H₂O₂. Completada la digestión y evaporada la solución casi a sequedad, se recuperó el residuo y se aforó a 50 ml con agua deionizada. Por su parte, los musgos lavados se digirieron también en húmedo con 15.0 ml de HNO₃ ultrapuro y 2.0 ml de H₂O₂. El residuo de la solución se recuperó y se aforó a 50 ml con agua deionizada. Un tercio de las muestras (25) no se lavó con el fin de contrastar los resultados con los musgos lavados. Estas muestras fueron procesadas igual que los musgos lavados. El análisis de Pb de las soluciones se hizo en un

espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer de flama aire-acetileno modelo 2380.

5.3 Análisis estadístico

La comparación de semejanzas y diferencias de la concentración de Pb en las muestras y de la abundancia y distribución de *L. viticulosoides* entre las tres zonas de trabajo se hizo mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Daniels 1982). Cuando este análisis rechazó la hipótesis de igualdad entre las zonas se utilizó la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney (Gilbert 1987; Kreyszig 1987) para comparar entre pares de muestras independientes (Zona I: Zona II; Zona I : Zona III; Zona II: Zona III).

Para análisis de correlación entre variables se utilizó el método de Spearman (Daniels 1982). Este fue el caso entre la concentración promedio de Pb en las muestras lavadas de cada localidad y las variables estructurales del bosque, y entre la misma concentración de Pb con respecto a las frecuencias relativas del musgo. La concentración promedio de Pb en una localidad se estimó a partir de sus dos muestras lavadas.

6. RESULTADOS Y DISCUSION

La presentación de los resultados y la discusión de cada uno de éstos sigue la secuencia de los objetivos del trabajo. Se abordan en primer término las comparaciones entre la concentración de Pb en *L. viticulosoides* en las zonas de estudio. En segundo lugar se discuten las relaciones del metal con la abundancia y distribución del musgo en el área de trabajo.

6.1 EL PLOMO EN LAS ZONAS DE ESTUDIO

En la Figura 6 aparecen las concentraciones de Pb en las muestras lavadas de *L. viticulosoides* y sus respectivos líquidos de lavado. En la Figura 7 se encuentran los datos correspondientes a las muestras sin lavar.

A primera vista, en estas figuras se puede apreciar cierta similitud entre las concentraciones de Pb, tanto en las muestras lavadas como en las no lavadas, de las zonas I (Sierra Nevada) y II (Monte Bajo) y una notable diferencia entre estas zonas y la Zona III (Sierra de las Cruces).

TABLA 4. Comparación de las cantidades de Pb en muestras lavadas de *L. viticulosoides* entre las tres zonas de trabajo con la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, $p=0.05$.

ZONAS	Z_{rs}	$Z_{1-\alpha}$
I:II	1.697	1.645
I:III	4.970	1.645
II:III	4.970	1.645

Al comparar las tres zonas mediante la prueba de Kruskal-Wallis corregidas para empates (Daniels 1982), con los resultados de las muestras lavadas, se obtuvo:

$$H = 35.088 > X^2 = 10.957, \text{ con 2 grados de libertad,} \\ p = 0.005$$

El valor altamente significativo de H permite rechazar la hipótesis nula de una semejanza entre las tres zonas y aceptar la alternativa de que al menos una zona presenta una concentración promedio diferente.

La subsecuente comparación por pares (I vs. II, I vs. III y II vs. III) con la suma de categorías de Wilcoxon-Mann-Whitney para $n > 10$ en cada zona, y una prueba unilateral (Gilbert 1987), define con mayor precisión las diferencias entre las zonas (Tabla 4).

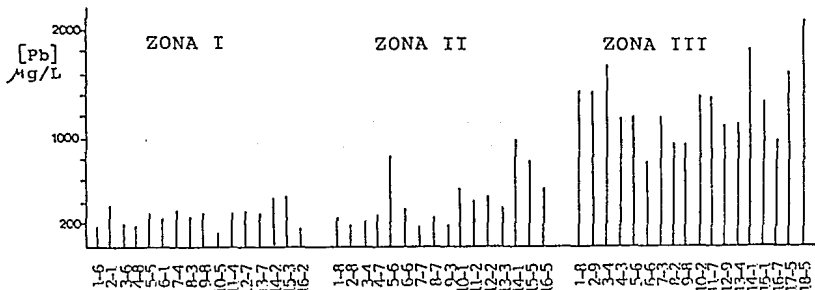
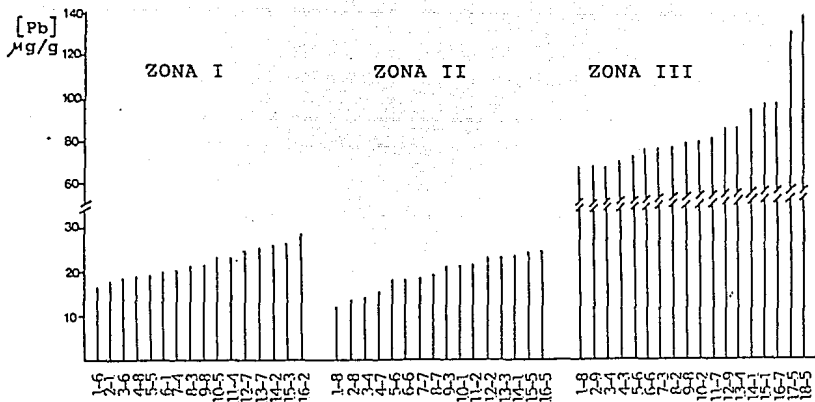


FIGURA 6. Concentraciones de Pb en muestras de *L. viticulosoides* de tres zonas de bosque de oyamel de la Cuenca de México. a) Muestras de musgo lavadas, ordenadas de menor a mayor concentración; el segundo número indica la localidad de recolección. b) Líquidos de lavado, dispuestos en el mismo orden que a.

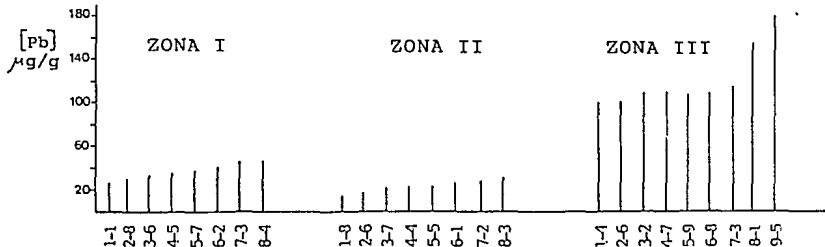


FIGURA 7. Concentraciones de Pb en muestras sin lavar de *L. viticulosoides* de tres zonas de bosque de oyamel de la Cuenca de México.

De acuerdo con los valores de Z_r y el punto crítico $Z_{1-\alpha}$, se rechaza también la hipótesis de igualdad entre cada uno de los pares. Por lo tanto, se puede afirmar que la Zona I tiende a presentar, aunque muy ligeramente, muestras con una concentración de Pb más alta que la Zona II, en tanto la Zona III alcanza valores mucho más grandes que las otras dos.

La aplicación de estas mismas pruebas a las muestras de musgos sin lavar confirma los resultados anteriores. En este caso, la prueba de Kruskal-Wallis produce el siguiente valor:

$$H = 17.124 > X^2 = 10.957, \text{ con 2 grados de libertad,} \\ p = 0.005$$

Por consiguiente, de nuevo se rechaza la hipótesis de semejanza entre las tres zonas y se acepta que por lo menos una de éstas tiene un comportamiento diferente.

En esta ocasión, la suma de categorías de Wilcoxon-Mann-Whitney se realizó, para $n < 10$ en cada zona, de acuerdo con Kreyszig (1987). Los valores obtenidos se muestran en la Tabla 5. Los resultados de esta prueba confirman, de manera más acentuada que con las muestras lavadas, la tendencia significativa de la Zona I a presentar concentraciones de Pb más altas que la Zona II, mientras la Zona III tiene valores mayores que estas dos.

TABLA 5. Resultados de la comparación entre las zonas I, II y III con la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney con los datos de muestras no lavadas de L. viticulosoides; $p = 0.005$

ZONAS	H	$C_1 ; C_2$
I:II	40 ; 90	43 ; 93
I:III	36 ; 117	45 ; 99
II:III	36 ; 117	45 ; 99

En síntesis, de acuerdo con los datos obtenidos y el resultado de las pruebas comparativas se observa el siguiente panorama en cuanto a la concentración de Pb en las muestras: Zona III > Zona I > Zona II.

Antes de discutir las posibles explicaciones y el significado de estas diferencias, se presenta el resultado de un análisis de correlación no paramétrico, el coeficiente de correlación por categorías de Spearman, entre la cantidad de Pb de cada muestra lavada y la de sus líquidos de lavado. El conjunto de las tres zonas provee de un total de 50 pares de datos para esta correlación. El resultado, corregido para empates (Daniels 1982), es el siguiente:

$$r_s = 0.7905$$

para el cual la prueba $Z = 0.79 \sqrt{(50-1)} = 5.53 > 1.96$, indica que las categorías se asocian positivamente de modo significativo.

Assumiendo, de acuerdo con Kingston y colaboradores (1988), que el Pb de los líquidos de lavado fue removido por la solución de HCl a partir de la superficie del musgo, el alto coeficiente de correlación positivo se puede interpretar como un indicio de la proveniencia atmosférica del metal. Otros autores han confirmado con métodos radiactivos la procedencia atmosférica de los contaminantes acumulados por las briofitas (Puckett 1988). Para el caso de muestras epifitas del musgo *Hypnum cupressiforme*, Rasmussen y Johnsen (1976) y Rasmussen (1978) llegan a una conclusión similar al no encontrar una relación simple con las concentraciones de los metales en el sustrato ni con algunas características fisicoquímicas de éste, como el pH y la conductividad.

Con base en los resultados anteriores se discuten a continuación las posibles causas de las diferencias entre los niveles de Pb de las tres zonas.

Como se indicó en el capítulo de antecedentes, la cantidad de contaminantes acumulados por las plantas depende de los factores ambientales y las características de éstas (Rao 1982). En la práctica estos factores extrínsecos e intrínsecos se combinan entre sí e imponen una gran variabilidad a las condiciones de exposición y acumulación de los contaminantes por los vegetales.

Las previsiones adoptadas durante la obtención de muestras para analizar el Pb -una sola especie de musgo, un clima común, un solo tipo de vegetación y de sustrato-, permiten asumir que la variabilidad de los datos debida a estos factores es mínima. Por consiguiente, las diferencias encontradas pueden ser producto de causas como la distancia respecto a la ZMCM y las condiciones meteorológicas.

La primera diferencia entre las zonas de estudio es su distancia de la Ciudad de México. Los datos obtenidos demuestran que las concentraciones más altas de Pb se encuentran en las localidades del Volcán Ajusco y el Desierto de los Leones, la zona más cercana a la ciudad. Este resultado concuerda con otros trabajos donde se ha analizado la cantidad de contaminantes en musgos como función de la distancia de las fuentes emisoras, ya sean éstas puntuales o de área, en los cuales las concentraciones más altas corresponden a las distancias más cortas (Baldi 1988; LeBlanc et al. 1974; Lee 1972; Kingston et al. 1988; Mondano y Smith 1974; Santelmann y Gorham 1988). La causa de esto es obvia: la concentración de un contaminante en el aire es mayor entre más cercana está la fuente emisora, y las plantas capaces de acumularlo reflejan esta situación. Por esta razón, tal vez no es casual que la localidad con los valores más altos de Pb sea la III-5 (Contreras).

Un segundo factor importante en estas diferencias es el viento. En el caso particular del Pb, que es emitido a la atmósfera en partículas principalmente submicrométricas derivadas de la combustión de gasolinas (Harrison y Williams 1982; Heintzenberg 1989; Omrod 1984), la dispersión está más influenciada por la dinámica del viento que por la sedimentación (Elias y Davidson 1980). Por lo tanto, la orientación de las zonas de estudio con respecto a la Ciudad de México y la dirección del viento pueden ser determinantes. En este sentido, los resultados concuerdan con la dirección general NE-SW reconocida para el viento superficial de la Cuenca de México (Herrera 1990), lo que ubica a la zona III viento abajo con respecto a la fuente emisora la mayor parte del tiempo. Los altos niveles del metal en esta

zona coinciden también con la tendencia creciente de las concentraciones de Pb hacia el sur de la capital, detectada por Jáuregui (1989) (Figura 2).

En términos más precisos, los resultados también son compatibles con los sistemas regionales y locales de viento de la Cuenca de México. En el caso de los vientos regionales, durante la época húmeda del año (mayo-octubre), la corriente de los alisios (NE-SW) coloca viento abajo de la ciudad a la Zona III, mientras que la Zona I queda viento arriba y la Zona II se ubica en posición marginal. En la temporada seca (noviembre-abril), la entrada periódica de las masas polares por el NW-W-SW de la cuenca genera una situación inversa: las zonas II y III quedan viento arriba mientras la Zona I se ubica en posición marginal respecto a la ZMM.

En ausencia de estos sistemas regionales, las tres zonas de bosque quedan conectadas con la ZMM mediante el ciclo diario del sistema local de valle-montaña. Este viento fluye durante el día hacia las montañas y desciende por la noche hacia la planicie de la cuenca. Es probable que en estas circunstancias la concentración de Pb en el aire de cada zona sea función de la distancia de la Ciudad de México. En este caso, zona del Ajusco y el Desierto de los Leones sería otra vez la más afectada.

Estas consideraciones acerca del viento y la distancia pueden ayudar a explicar las altas concentraciones de Pb en la Zona III con respecto a las zonas I y II. Sin embargo, la concentración de Pb ligeramente mayor en las muestras de la Sierra Nevada en comparación con Monte Bajo no se explica bajo este esquema. En este caso, la diferencia podría estar determinada por fuentes de Pb cercanas a la Zona I. En la zona de Monte Bajo (II), aparte del pequeño poblado de Tlazala de Fabela, Edo. de México, no hay otras zonas urbanas importantes. En cambio, en las faldas de la Sierra Nevada se encuentran numerosos conglomerados urbanos con mayor tráfico vehicular, como Amecameca, San Rafael, Tlalmanalco, Atlautla y Ozumba., Edo. de México, que pueden constituir fuentes locales importantes de emisión de Pb.

Además de los factores mencionados, hay otros que pueden jugar un papel importante en las diferencias zonales detectadas. Uno de estos factores se refiere a la dinámica de depositación del Pb aerotransportado. Aunque no hay estudios sobre este aspecto en la Ciudad de México y sus alrededores, se sabe que las micropartículas de Pb son levantadas por corrientes ascendentes hasta grandes altitudes de la tropósfera, lo cual favorece por un lado su dispersión a largas distancias y, por otro, determina una depositación húmeda, ya que a esas alturas pueden servir como núcleos de condensación de gotas de lluvia (Galloway et al. 1982; Peirson et al. 1973). Por esta razón se afirma que la depositación del Pb se encuentra influenciada más por los procesos húmedos que por los secos (Eisenreich et al. 1986). Es necesario destacar que en los bosques de oyamel de la Cuenca de México la depositación húmeda del Pb se puede ver favorecida porque a su altitud hay un incremento de la precipitación pluvial y son frecuentes la formación e intercepción de nubes, niebla y rocío. El incremento de la depositación del Pb en regiones altas ha sido explicado en esos términos por Graustein y Yurekian (1989) y Lovett y Kinsman (1990).

En este trabajo se ha insistido en las similitudes climáticas generales entre las tres zonas de estudio. Sin embargo, la información más detallada muestra que la precipitación pluvial no es homogénea en estas zonas. De

acuerdo con los datos del Observatorio Meteorológico Nacional, la Zona III recibe mayores cantidades de lluvia (Figura 4; Tabla 2; Carta de Efectos Climáticos, 1:250 000, Ciudad de México, INEGI 1985). En vista de que se ha comprobado una correlación positiva entre la precipitación pluvial y la acumulación de metales por las briofitas (Andersen et al. 1978; Grodzinska 1978), no es remoto que el efecto de la distancia y la dirección del viento como determinantes de los altos niveles de Pb en la Sierra de Las Cruces se vea reforzado por la mayor cantidad de lluvia recibida por esta zona.

Aparte de la importancia de los volúmenes de lluvia recibidos por las tres zonas, la calidad de ésta tiene también un efecto en la acumulación de metales por los musgos. La acidez del agua de lluvia facilita la solubilidad de las sales metálicas y, por lo tanto, su incorporación por las plantas (Rao et al. 1977). De acuerdo con los registros de lluvia ácida, en el Desierto de los Leones (Zona III) del pH de ésta alcanza un promedio de 4.72, mientras en Tlaxacas y Amecameca, Edo. de México (Zona I) el promedio es de 5.11 y 5.50, respectivamente (Padilla 1989). Desafortunadamente, no se cuenta con datos al respecto en alguna estación cercana a la Zona II. La mayor acidez de la lluvia en una estación de la Zona III vuelve a concordar con las cantidades altas de Pb encontradas en el musgo.

Por último, se intentó relacionar el Pb de *L. viticulosoides* con la estructura del estrato arbóreo de los bosques. La influencia de este estrato, en especial del dosel, en las concentraciones de contaminantes acumulados por los diferentes componentes del bosque (suelo, plantas, etc.) se debe a su papel como superficie receptora de los materiales provenientes de la atmósfera (Smith, W. H. 1982). El Anexo 1 contiene el resumen de las mediciones estructurales del estrato arbóreo en cada localidad de trabajo.

Sin entrar en el análisis detallado de las implicaciones ecológicas de las semejanzas y diferencias del bosque entre las localidades y zonas, ni en los procesos físicos involucrados en la entrada y distribución del Pb en los bosques, propios de trabajos con objetivos y diseño específicos, se buscó la relación por zona entre cada una de las características medidas y la cantidad promedio del metal en las muestras. El método seguido fue el de correlación por rangos de Spearman. Los resultados se presentan en la Tabla 6.

TABLA 6. Coeficientes de correlación de Spearman entre la concentración promedio de Pb en *L. viticulosoides* y las características estructurales del estrato arbóreo de los bosques de oyamel. D, densidad; C, cobertura, DAP, diámetro a la altura del pecho; h, altura; CV, coeficiente de variación.

ZONA	D	C	DAP	h1	CVh1	h2	CVh2	h3	CVh3	Al1	Al2
I	0.46	0.54	-0.61	-0.46	0.0	-0.57	0.24	-0.47	0.21	0.31	
II	0.58	0.52	-0.46	0.97	0.81	-0.54	0.79	0.50	0.81	0.05	0.14
III	0.28	0.53	-0.22	-0.28	0.33	-0.31	0.21	-0.02	0.66	0.18	

Lo primero que es evidente en la Tabla 6 es la ausencia casi general de correlaciones con significado estadístico. Sin embargo, no se puede concluir

que el dosel no influye en las cantidades de Pb acumuladas por el musgo. Es más probable que la concentración final registrada en cada muestra sea producto de un proceso complejo, difícil de detectar con medios como los utilizados en este trabajo. El proceso abarca, por un lado, la depositación del metal en el dosel, la remoción de parte del material por efecto del viento, el descenso de otra porción al interior del bosque mediante lavado por la lluvia (flujo caulinar y agua transcolada por la copa de los árboles), el contacto del contaminante con el receptor -en este caso el musgo- y su acumulación posterior y, por otro lado, la incorporación de Pb que penetra al bosque en corrientes de viento que logran atravesar entre los árboles (Hosker y Lindberg 1982; Shaw y McCartney 1985; Smith 1982; Smith y Siccama 1981; Rasmussen 1978; Wyman et al. 1985).

Las únicas variables relacionadas positiva y significativamente con el Pb son las medidas de dispersión de las alturas de los árboles y la profundidad del dosel (coeficientes de variación de h_1 y h_2 , Zona II). En este caso, un coeficiente de variación alto implica gran variabilidad en las alturas de los árboles, lo cual se traduce en un incremento de la rugosidad de la superficie superior del dosel, con el consecuente aumento de su resistencia aerodinámica. En otros términos, la disminución de la uniformidad de la superficie incrementa el área de impacto de las partículas (El-Shobokshy 1983).

Aun cuando la gran mayoría de los índices de correlación no sean significativos, se puede observar cierta homogeneidad entre ellos. Son positivos los del coeficiente de variación de las tres alturas en todas las zonas y son negativos los del DAP y h_1 , h_2 y h_3 . Con las reservas necesarias, estas correlaciones negativas se pueden interpretar en términos de que el aumento en los valores de DAP y de la altura de los árboles implica bosques más viejos y doseles con superficie superior más uniforme, lo cual reduce las posibilidades de turbulencias y la resistencia aerodinámica hacia las aeropartículas.

Por otra parte, es interesante observar que en la Zona II hay una correlación lineal positiva y altamente significativa entre Cvh_2 y la cantidad de Pb (Figura 8). Esta zona está compuesta por segmentos de bosque con estructura muy variada debido a la tala. Hay localidades formadas principalmente por árboles jóvenes (de aquí los altos valores de densidad que se ven en el Anexo 1). En estos casos, el coeficiente de variación de las alturas es grande. Pero también hay localidades, las más inaccesibles, compuestas por árboles más viejos cuyas alturas son más uniformes. A estas últimas localidades se encuentran asociados los valores más bajos de Pb (localidades II-6, 7 y 8). Por consiguiente, los resultados sugieren que una mayor variabilidad en la altura de los bosques, atribuible en este caso a la intervención humana, implica un incremento de la superficie de impacto de las aeropartículas.

Para finalizar este apartado, se hace referencia al análisis de tres muestras lavadas de *L. viticulosoides* recogidas en las inmediaciones de El Chico, Hgo., un lugar al N y por fuera de la Cuenca de México. La concentración promedio de Pb fue de 26.0 g/g. Sin pretender una comparación formal por lo reducido de la muestra, se señala su parecido con los niveles del metal en de la Zona I. Esto sugiere que las cantidades de Pb registradas en esta zona y más aún las cantidades menores de la Zona II, pueden estar

reflejando, o están cerca de hacerlo, el nivel de fondo del metal en el aire de la cuenca.

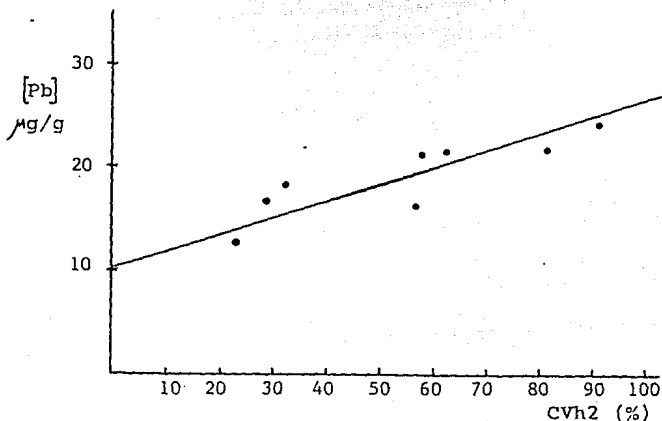


FIGURA 8. Correlación lineal entre el coeficiente de variación de la profundidad del dosel, a partir de la primera rama sin hojas (CVh2), y la concentración promedio de Pb en las localidades de la Zona II. $r = 0.86$, $p = 0.005$.

6.2 EL PLCMD Y LA COBERTURA Y DISTRIBUCIÓN DE *L. VITICULOSOIDES* EN LOS OYAMELES

Los estudios sobre el impacto de los contaminantes atmosféricos en los musgos en comparación, por ejemplo, con los líquenes son escasos (Winner 1988). En cuanto a *L. viticulosoides* en particular, no existen evidencias de campo ni experimentales acerca de los efectos de la contaminación. Por ello se consideró importante emprender, con datos de campo, una primera búsqueda de las posibles relaciones del Pb con dos parámetros ecológicos de este musgo: cobertura y distribución en el tallo de los oyameles.

En la Tabla 7 se presenta un resumen zonal de los datos de campo. Para comparar la cobertura se utilizaron dos tipos de frecuencia (ANEXO 2): la frecuencia relativa 1 (FR1) y la frecuencia relativa 2 (FR2) según se definieron en el capítulo de métodos.

TABLE 7. Resumen zonal de datos de cobertura de *L. viticulosoides* en los tallos de oyame] en la Cuenca de México. TM, tamaño de muestra; INTT, total de intercepciones; INT, total de intercepciones en la zona; h, altura del tronco.

ZONAS	I N T				
	TM (cm)	INTT	h 0.5 (m)	h 1.0 (m)	h 1.5 (m)
I	37032	3067	1013	1024	1030
II	40200	2917	972	1008	937
III	50000	3596	1668	1338	590
TOTAL	116632	9580	3653	3370	2557

La comparación de las frecuencias mediante la prueba de Kruskal-Wallis corregida para empates (Daniels 1982) generó los siguientes resultados:

para FR1,

$$H = 1.000 < X^2 = 4.605, \text{ con 2 grados de libertad y } p = 0.10$$

y para FR2,

$$H = 0.5532 < X^2 = 4.605, \text{ con 2 grados de libertad y } p = 0.10$$

lo cual indica en los dos casos, y con dos grados de libertad, que si se consideran en conjunto las tres alturas de muestreo no existen diferencias significativas en la cobertura del musgo entre las tres zonas. Estos dos resultados sugieren que las diferencias en la concentración de Pb detectadas entre las zonas no están relacionadas con la abundancia de la especie. Algunas consideraciones acerca de la toxicidad del Pb en los vegetales pueden reforzar esta conclusión.

Debido a la gran afinidad del Pb por las paredes de las células vegetales, su efecto tóxico es menor al de otros metales como el Hg, el Cu y el Cd (Tyler 1990). Por lo tanto, en comparación con estos elementos, se requieren dosis más altas de Pb para alcanzar niveles tóxicos. Para las plantas vasculares se ha mencionado como nivel tóxico del Pb la concentración de 1000 ppm, y 718-918 ppm para el líquen *Hypogymnia physodes* (Rao 1977). En musgos se ha observado la reducción de la fotosíntesis neta a concentraciones de 2072 ppm (Haseloff y Winkler 1980). Como los niveles tóxicos de un contaminante varían con las características de las especies y las condiciones del ambiente, estas cifras sólo pueden servir como referencia. El hecho de que ninguna de las muestras de este trabajo presente concentraciones tan altas como esas puede significar que su exposición al Pb no ha alcanzado niveles tóxicos para *L. viticulosoides*.

El segundo enfoque comparativo entre las tres zonas estudio estuvo dirigido a la distribución del musgo a lo largo del primer metro y medio del tallo de los oyameles. Las figuras 9a y b muestran para cada zona las frecuencias relativas de *L. viticulosoides* en tres alturas (0.5, 1.0 y 1.5 m). En este caso se compararon también dos tipos de frecuencia para cada altura: la frecuencia relativa 3 (FR3) y la frecuencia relativa 4 (FR4), de acuerdo con la definición dada en el capítulo de métodos.

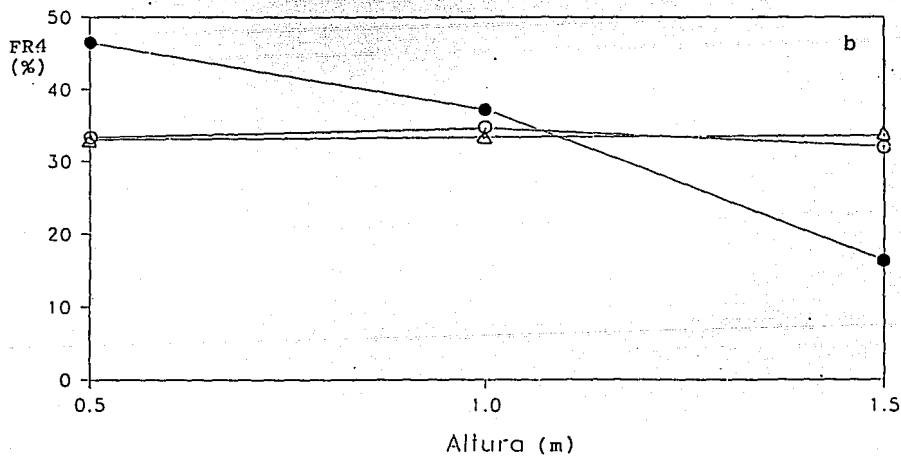
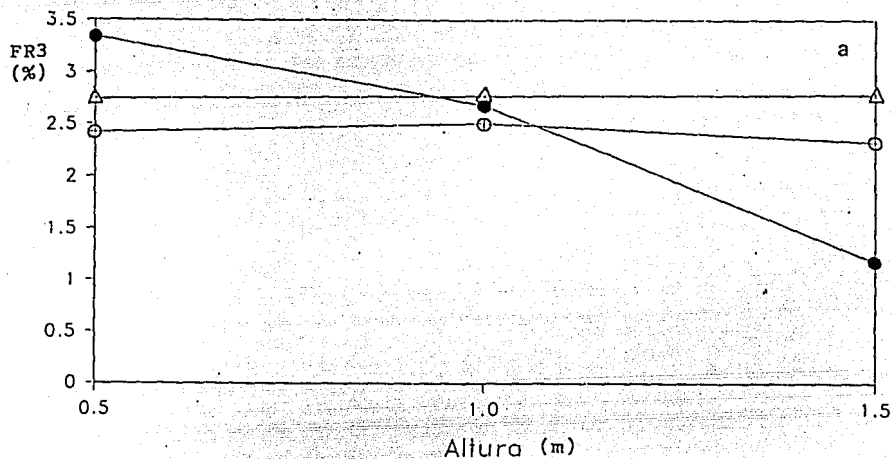


FIGURA 9. Frecuencias de cobertura de *L. viticulosoides* en tres alturas de los tallos de oyamel. a) Frecuencia relativa al tamaño de la muestra en cada altura (FR3); b) frecuencia relativa al total de intercepciones en las tres alturas. (Δ) Zona I; (○) Zona II; (●) Zona III.

En la Figura 9 se puede apreciar que mientras las frecuencias de *L. viticulosoides* en las zonas I y II están distribuidas de manera uniforme en las tres alturas de los tallos, en la Zona III disminuyen drásticamente de abajo hacia arriba del tronco.

Para corroborar la imagen presentada en esta figura se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis a las frecuencias relativas por altura entre las tres zonas (Tabla 8). En esta tabla se observa que para FR3 (la frecuencia referida al tamaño de muestra), H es significativa sólo para la altura de 1.5 m, lo que se puede atribuir a los menores valores de esta frecuencia en el Zona III. De acuerdo con esta misma frecuencia, la prueba de Kruskal-Wallis no rechaza la hipótesis de semejanza para las alturas de 0.5 y 1.0 m. Por lo tanto, las tres zonas son semejantes en la altura de 1.0 m, pero difieren significativamente en las de 0.5 y 1.5 m. Este resultado implica que en la Zona III, la zona con los valores discrepantes, *L. viticulosoides* tiende a concentrarse en la altura más baja y a disminuir hacia la más alta. De este modo FR4 expresa de manera más clara las diferencias encontradas en la distribución de la cobertura del musgo sobre los tallos.

Tabla 8. Resultados de la comparación de las frecuencias relativas (FR3 y FR4) de *L. viticulosoides* en tres alturas (h) de los tallos de oyamel. La prueba utilizada fue la de Kruskal-Wallis (Daniels 1982).

FR	h(m)	H	X ²	p
3	0.5	1.704	4.605	0.10
	1.470	4.605	0.10	
	8.017	7.378	0.02	
4	0.5	6.121	5.991	0.05
	1.048	4.605	0.05	
	10.125	9.210	0.01	

Para descartar la posibilidad de que estos resultados enmascaren aspectos más finos de la distribución del musgo en la altura de 1.5 m, se realizó otro análisis. Para cada localidad se calcularon las frecuencias de *L. viticulosoides* en ocho direcciones cardinales a esta altura (Anexo 3). La Figura 10 muestra un resumen a nivel zonal de las frecuencias relativas por dirección en esa altura. La nueva comparación se hizo con el valor de frecuencia más alto de cada localidad, asumiendo que éste representa la abundancia del musgo en las mejores condiciones de crecimiento en dicha altura. La prueba de Kruskal-Wallis (Daniels 1982) dio el valor

$$H = 7.174 > X^2 = 5.991, \text{ con 2 grados de libertad y } p = 0.05$$

que rechaza nuevamente la hipótesis de semejanza de las frecuencias a la altura de 1.5 m. La propia suma de categorías de esta prueba (Zona I = 132, Zona II = 123 y Zona III = 70) muestra que la Sierra de las Cruces presenta las frecuencias más bajas.

Una vez comprobada por dos caminos la diferencia en la altura de 1.5 m, y dado que las muestras para análisis de laboratorio se recogieron a esta altura, se buscaron los coeficientes de correlación de Spearman entre la

concentración promedio de Pb en la localidad y la frecuencia de *L. viticulosoides*. Se hicieron dos tipos de prueba: en una se utilizaron el total de pares de datos de las tres zonas (23) y en la otra se buscó la correlación por zona (con 8, 8 y 7 pares de datos para las zonas I, II y III, respectivamente). Nótese que a la Zona III le corresponden sólo 7 pares, porque no se incluyeron sus localidades 8 y 9 pues en éstas las muestras se complementaron colectando en encinos (Tabla 9).

TABLE 9. Coeficientes de correlación de Spearman entre la concentración promedio de Pb y la frecuencia relativa de *L. viticulosoides* a la altura de 1.5 m NS, no significativo.

ZONA	r_s	p
I, II y III	-0.42	0.025
I	0.17	NS
II	0.74	0.025
III	-0.21	NS

La relación negativa y significativa del análisis global indica que las frecuencias altas y bajas del musgo en la altura de 1.5 m tienden a asociarse respectivamente con las concentraciones de Pb bajas y altas. Sin embargo, este resultado no debe llevar a concluir apresuradamente que existe una relación causal entre la cantidad del metal y la abundancia del musgo. En primer lugar porque, como ya se observó, el Pb no está relacionado con la abundancia global del musgo en la región. Y en segundo lugar, porque al analizar por separado las zonas, r_s no es significativo para la Sierra Nevada y la Sierra de Las Cruces y es, contradictoriamente, positivo para Monte Bajo. Sobre esta base, la conclusión más adecuada es que no hay una relación coherente entre las dos variables.

No obstante, los patrones de distribución detectados (Figura 9) son reales. Por lo tanto, la notable disminución de la frecuencia de *L. viticulosoides* hacia la altura 1.5 m en la Zona III debe responder a causas distintas al Pb. La posible explicación de este fenómeno conduce a las dos hipótesis acerca de la disminución y desaparición de especies de briofitas en las zonas urbanas e industriales y sus alrededores: la hipótesis de la sequía y la de la contaminación del aire.

Para saber si detrás de la particular distribución del *L. viticulosoides* en la Sierra de Las Cruces se encuentra una falta de humedad, se revisaron los datos disponibles en este aspecto. Ya se mencionó que el aporte de agua por lluvia es mayor en la Zona III que en la I y la II (Figura 4). De esto se desprende una primera sugerencia de que la disminución del musgo a la altura referida en la Zona III no se puede atribuir al factor de la humedad. No obstante, considerando que este factor, además que por la lluvia, está determinado por la evaporación, se revisaron los datos respectivos del Observatorio Meteorológico Nacional (Figura 4). De acuerdo con estos registros, la zona con menor evaporación es la misma Zona III (Figura 4; Tabla 2). Desafortunadamente, en las estaciones meteorológicas cercanas a estas zonas no se mide la humedad relativa. Una forma de aproximarse a este factor es la relación entre la evaporación y la cantidad de lluvia en un área. El hecho de que la Sierra de Las Cruces, en comparación con las otras dos zonas,

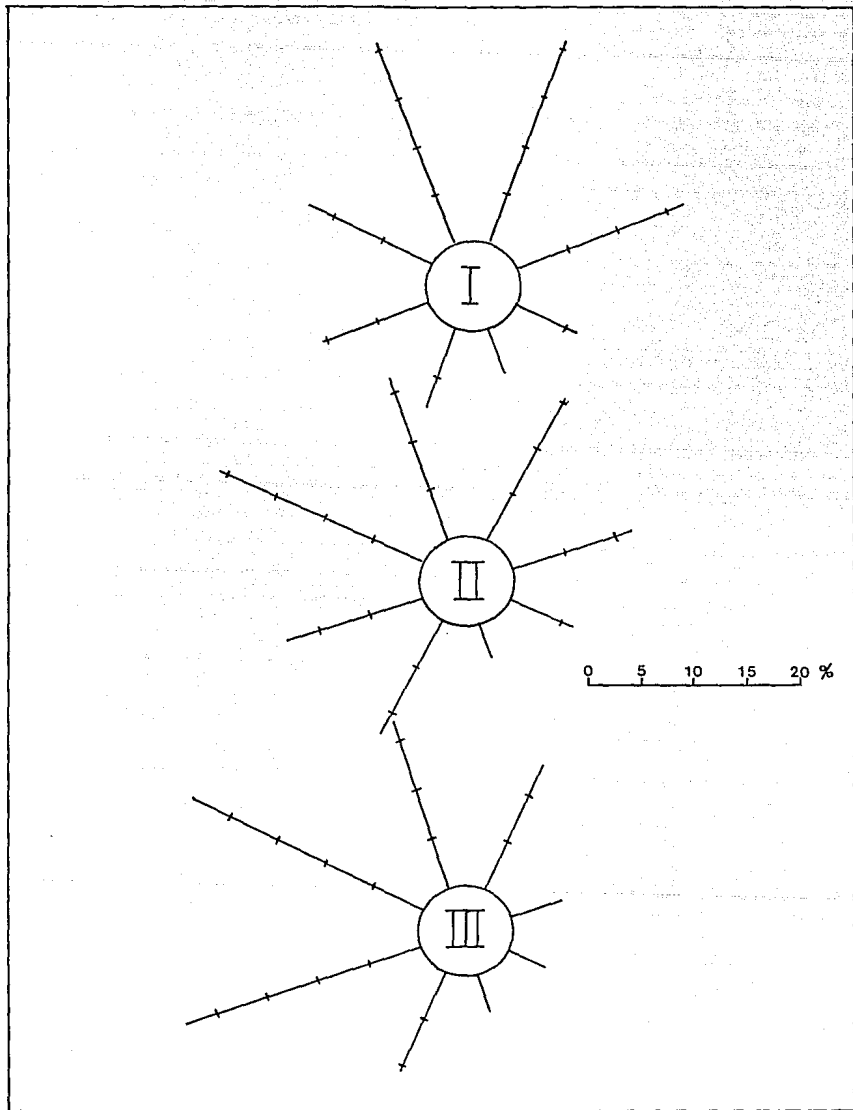


FIGURA 10. Frecuencias de cobertura de *L. viticulosoides* en ocho direcciones alrededor de los tallos de oyamel en las zonas I, II y III (altura de 1.5 m).

reciba la mayor precipitación pluvial y pierda la menor cantidad de agua vía evaporación significa que su aridez es menor.

Estas observaciones refuerzan la idea de que el patrón de distribución de *L. viticulosoides* en la Zona III no se puede atribuir directamente a una supuesta sequía. Pero tampoco es atribuible, de acuerdo con los resultados anteriores, a la mayor exposición de esta zona al Pb. Sin embargo, las altas concentraciones de Pb en la Sierra de Las Cruces sugieren que otros contaminantes atmosféricos, como el SO₂, el HF, el O₃, los NO_x y otros metales, cuyos efectos en los vegetales son más nocivos, también pueden estar presentando en cantidades altas. Los trabajos de Hernández y de Bauer (1984) y Hernández y colaboradores (1982) sobre daños por gases oxidantes en bosques de pinos de esta zona, y el de Alvarado (1989) en el bosque de oyamel del Desierto de los Leones, aportan evidencias en este sentido.

También la lluvia más ácida de la Zona III podría estar deteriorando las condiciones de crecimiento de *L. viticulosoides*. Este tipo de lluvia produce cambios drásticos en las propiedades químicas de las epifitas y en sus sustratos por que reduce el pH del flujo caulinar, incrementa la proporción de iones tóxicos de bisulfito en este flujo, disminuye la capacidad amortiguadora de la corteza, disminuye el pH de las epifitas e incrementa la concentración de metales y la pérdida de clorofila en esas plantas. (Rao 1982). Klein y Blis (1984) encontraron en medios de cultivo que la disminución del pH en conjunto con el aumento de la concentración de iones metálicos como el Al, Cu, Pb y Zn, suprime el crecimiento de los gametofitos del musgo *Polytrichum ohioensis*. A partir de su hallazgo, estos autores sugirieron que la disminución de la cobertura del musgo en el campo podría deberse a una combinación de los metales y la lluvia ácida. De acuerdo con Raeymaekers y Glime (1986) y Raeymaekers (1987), quienes trabajaron experimentalmente en el campo con *Pleurozium schreberi*, la lluvia con pH = 3 disminuyó la biomasa, la formación de ramas y de cápsulas y el contenido de clorofila y la capacidad para retener nutrientes; mas no observaron efectos debidos al Pb. Es posible que análisis semejantes con *L. viticulosoides* aporten resultados interesantes con respecto a la lluvia ácida.

No hay datos previos a los aquí presentados sobre la abundancia de *L. viticulosoides* en la Cuenca de México. Esto dificulta saber si la especie era más abundantes en el pasado en la Zona III y si su actual similitud en cobertura con las otras dos zonas, cuando se tratan en conjunto las tres alturas, se debe en realidad a una disminución de su abundancia. Una localidad de esta zona, la III-4 (Monte Alegre), contiene el 18% de la cobertura del musgo en toda el área de muestreos. Esta localidad también presenta el patrón general de distribución de frecuencias por altura propio de la zona, pero su gran contenido de *L. viticulosoides* sugiere que en el pasado la especie pudo haber sido más abundante en la Sierra de Las Cruces. Lo mismo es sugerido, aunque en un sentido inverso, por la ausencia casi total del musgo en las localidades III-8 y III-9.

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta parte de la tesis, se propone como hipótesis de trabajo que la distribución, y tal vez la abundancia, de *L. viticulosoides* en la Sierra de Las Cruces está siendo afectada por la presencia de alguno o varios contaminantes emitidos por la ZMCM. Un efecto semejante al de esta proposición, aunque más drástico, fue

reportado a finales de los años sesenta en Inglaterra. Gilbert (en Winner 1988), autor de ese trabajo, encontró que los musgos epífitos *Orthotrichum pulchellum* y *O. diaphanum* ya no crecían a alturas de los tallos por encima de 1.0 m como lo hacían en el pasado. La permanencia por mayor tiempo de los individuos que crecen en las partes más bajas del tallo se puede deber a una mayor protección ante los contaminantes en estas porciones (Smith, A. J. E. 1982); del mismo modo que están más protegidos los musgos de la base de los árboles en comparación con los de la parte superior de los troncos (Rao 1982).

7. CONCLUSIONES

Las comparaciones del contenido de Pb de *L. viticulosoides* en tres zonas de bosques de oyamel de la Cuenca de México y el análisis de la cobertura y distribución de este musgo en los tallos del oyamel en relación con las concentraciones del metal, permiten a las siguientes conclusiones:

1.- Las mediciones del Pb, tanto en las muestras lavadas como en las no lavadas, produjeron el siguiente arreglo zonal: Sierra de Las Cruces > Sierra Nevada > Monte Bajo. Las pruebas de Kruskal-Wallis y de Wilcoxon-Mann-Whitney demostraron que las diferencias expresadas en este arreglo son estadísticamente significativas. Los niveles de Pb en las muestras de la Sierra de Las Cruces, en promedio de 3 a 4 veces más altos que los de la Sierra Nevada y Monte Bajo, indican que esa zona está expuesta a las mayores concentraciones de Pb aerotransportado. Las causas más probables de este hecho son la cercanía de la Sierra de Las Cruces a la Ciudad de México y su ubicación generalmente viento abajo de esta enorme fuente emisora, en especial durante la época húmeda del año cuando el viento regional (los alisios) tiene una componente NE-SW. El efecto de estos dos factores parece estar siendo reforzado en la Sierra de Las Cruces por la mayor cantidad de lluvia recibida y la acidez de la misma. En contraste, las concentraciones de Pb más bajas de las muestras de la Sierra Nevada y Monte Bajo parecen responder a la mayor distancia de estas zonas y a su posición viento arriba, o marginal al flujo de éste, con respecto a la ZMCM. En comparación con Monte Bajo, las concentraciones de Pb ligeramente mayores de la Sierra Nevada pueden estar siendo determinadas por la presencia de varios conglomerados urbanos en las faldas de esta sierra.

2.- En cuanto a la influencia del estrato arbóreo en el Pb acumulado por *L. viticulosoides*, se detectó una correlación de Spearman positiva y significativa con el coeficiente de variación de la altura total del bosque y la profundidad del dosel en la Zona II (Monte Bajo). Esta correlación sugiere que a la mayor variabilidad en esas alturas se incrementa la rugosidad de la superficie superior del bosque y, en consecuencia, la turbulencia del viento y la superficie de impacto de las aeropartículas. Pero la ausencia generalizada de correlaciones significativas entre las variables estructurales del bosque y los niveles de Pb en el musgo sugiere también que la relación no es lineal. Se requiere de observaciones adicionales (mediciones precisas de la depositación, lluvia transcolada, flujo caulinar, turbulencia, entre otras) y métodos de análisis más complejos para arribar a una mejor comprensión de este problema. Por consiguiente, los resultados obtenidos en este rubro deben ser considerados como estrictamente preliminares.

3.- Los análisis de cobertura y frecuencia de *L. viticulosoides* en relación con el Pb acumulado, permiten formular la hipótesis de que en la Sierra de Las Cruces la especie está siendo afectada en su distribución, y aparentemente en su abundancia, sobre los oyameles por los contaminantes emitidos en la ZMCM. La evidencia de campo es una disminución, no explicable por razones de sequía, de la frecuencia del musgo hacia la altura de 1.5 m en el tallo de los oyameles. En la Sierra Nevada y Monte Bajo, con mejor calidad del aire, los resultados muestran que las frecuencias del musgo están uniformemente repartidas en las tres alturas analizadas. En vista del comportamiento errático de las correlaciones entre el Pb y la frecuencia del musgo en la altura de 1.5 m, parece ser que este metal no es la causa de la disminución detectada en la Sierra de Las Cruces sino otro u otros contaminantes de esta zona.

4.- Aun cuando en este trabajo no se pretendió establecer una relación numérica entre las concentraciones de Pb en la atmósfera y las cantidades acumuladas por *L. viticulosoides*, los resultados indican que este musgo es capaz de acumular el metal en función de la carga atmosférica. Esta característica permite servirse de *L. viticulosoides* para detectar zonas con diferente calidad del aire.

5.- Se recomienda continuar este tipo de biomonitoreo, como en otros países, a intervalos de cinco o diez años, lo cual sería un buen medio para un seguimiento de las variaciones del Pb con el tiempo. Asimismo, sería muy útil realizar investigación experimental sobre aspectos biológicos y de dosis-respuesta en *L. viticulosoides* para un mejor conocimiento de los posibles efectos de otros contaminantes y del Pb mismo. Una investigación de este tipo serviría para conocer, más allá de su condición actual de especie acumuladora, si es una especie en verdad bioindicadora, es decir, probadamente sensible a los contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Ansiaba llegar a esta parte para expresar mi reconocimiento a todas aquellas personas e instituciones que colaboraron en la realización de este trabajo. No son pocas, pero quiero dejar constancia de su ayuda. Cualquier omisión debe cargarse a los defectos de mi memoria. De antemano, muchas gracias.

A la Dra. Irma Rosas le debo la asesoría principal y el haberme conseguido apoyos de distinto tipo. El Centro de Ciencias de la Atmósfera, a través de su Director, Dr. Julián Adem y del M. en I. Armando Báez, me proporcionó la infraestructura necesaria. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP) me otorgaron su valiosa ayuda financiera en forma de beca. Varios miembros del personal académico y administrativo del Centro de Ciencias de la Atmósfera me auxiliaron ya sea en el trabajo de campo, de laboratorio o de análisis de los resultados. Ellos fueron el M. en C. Luis LeMoyné, el I.Q. Raúl Belmont, la M. en C. Ma. de los Angeles Herrera Campos, el Quím. Alfonso Salas, el Quím. Manuel Reyes, el Sr. Rafael Patiño y el Sr. José Luis González. El Dr. Claudio Delgadillo, del Instituto de Biología, me cedió parte de su tiempo para identificar al musgo de este trabajo y me facilitó parte de la bibliografía. Los estudiantes de la Facultad de Ciencias Carmen Donovarras, Irene Bronillett, Jordan Golubov, Mónica Dávila y Abdala Rodríguez me brindaron su valiosa ayuda y compañía durante el trabajo de campo. La revisión del manuscrito y las mejoras de la versión final se las agradezco de forma especial a los miembros del Jurado: Dra. Irma Rosas, Dr. Ernesto Jáuregui, Dr. Claudio Delgadillo, Dra. Ma. de Lourdes de Bauer, M. en C. Julia Carabias, M. en C. Ma. de los Angeles Herrera Campos y M. en C. Clementina Equihua.

La Maestra Simone Thomas, la Sra. Josefina Ramírez y los señores Arturo Méndez, Jaime Real y Antonio Sánchez de la Biblioteca de Geofísica me demostraron con su amabilidad y profesionalismo que en la UNAM también existen buenas y útiles bibliotecas.

Por último, pero no al último, quiero agradecer a Marusa, a Carmen Donovarras y a Consuelo Bonfil su batalla con mis manuscritos, y a mis amigos del alma, sus auxilios espirituales y no pocas veces financieros.

A todos, muchísimas gracias.

REFERENCIAS

- ALVARADO, D. R., 1989. Declinación y muerte del bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. Tesis de Maestría en Ciencias (Fitopatología). Colegio de Postgraduados, Montecillo. México. 78 pp.
- ANDERSEN, A., M.F. HOVMAND & I. JOHNSEN, 1978. Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environ. Pollut.* 17:133-151.
- BAATH, E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air & Soil Pollut.* 47: 335-379.
- BAEZ, A.P., R. D., BELMONT, O. G. GONZALEZ & I. ROSAS, 1989. Formaldehyde levels in air and wet precipitation at México City, México. *Environ. Pollut.* 62: 153-169.
- BALDI, F., 1988. Mercury pollution in the soil and mosses around a geothermal plant. *Water, Air and Soil Pollut.* 38: 11-119.
- BALSBERG, A. M., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water, Air & Soil Pollut.* 47: 287-319.
- BARCENAS, V. S. & T. E. J. NAVARRETE, 1987. Evaluación de ciertas especies arbóreas de acuerdo a las condiciones en que se desarrollan en la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura (Biología). Fac. de Ciencias, UNAM. México 94 pp.
- BARFOOT, K. M., C. VARGAS, J. D. McARTHUR, A. JAIDAR & F. GARCIA, 1984. Multielemental measurements of air particulate pollution at a site in México City. *Atmos. Environ.* 18 (2): 467-471.
- de BAUER, L. I. & S. V. KRUPA, 1990. The Valley of México: summary of observational studies on its air quality and effects on vegetation. *Environ. Pollut.* 65: 109-118.
- de BAUER, L. I. & T. T. HERNANDEZ, 1986. Contaminación: una amenaza para la vegetación en México. Centro de Fitopatología, Colegio de Postgraduados. Montecillo. México. 84 pp.
- BERGKVIST, B., L. FOLKESON & D. BERGREN, 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollut.* 47: 217-286.
- BRUAUX, P., F. CLAEYS, L. THIESEN, G. VERDUYN, L. FRIBERG, B. LIND, M. SVARTENGREN, A. GRECH, A. VASALLO, E. PIÑA & E. GARCIA, 1985. Assessment of human exposure to lead: comparison between Belgium, Malta, México and Sweden. United Nations Environment Programme & World Health Organization. 57 pp.
- BRAVO, H. A. Y L. CORONA, 1969. La contaminación atmosférica y su relación con el flujo de vehículos en la Ciudad de México. *Inst. Ingeniería. UNAM.* s/p.
- BROWN, D. H. 1982. Mineral nutrition. In: A. F. DYER & J. G. DUCKETT (eds.), *The Experimental Biology of Bryophytes*: 229-255. Academic Press. London.

- BROWN, D. H., 1984. Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: A. T. DYER & J. G. DUCKETT (eds.), *The Experimental Biology of Bryophytes*: 229-255. Academic Press, London.
- BROWN, D. H. & A. WHITEHEAD, 1986. The effect of mercury on the physiology of *Rhytiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *J. Bryol.* 14: 367-374.
- BUCK, G. W. & D. H. BROWN. 1977. Cation analysis of bryophyte: the significance of water content and ion localization. *Bryophyt. Bibl.* 13: 735-750.
- CAMERON, A. J. & G. NICKLESS, 1977. Use of mosses as collectors of airborne heavy metals near a smelting complex. *Water, Air & Soil Pollut.* 7: 117-125.
- CANTORAL, H. M. T., 1986. Comunidades líquénicas epifitas en *Abies religiosa* (H. B. K.) Cham. & Schl. como indicadoras de contaminación atmosférica en el Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones. Tesis de Licenciatura. Esc. Nal. de Estudios Profesionales, Iztacala, UNAM. México. 58 pp.
- CARDOSO, M. D. & E. GARCIA, 1982. Vegetation and climate in the Basin of México. In: Inst. Geog., UNAM (ed.), *Geographical Topics of Mexico City and its Environs*: 191-25. UNAM. México.
- CATANZARO, J. B. DE & T. C. HUTCHINSON, 1985. Leaching and distribution of nitrogen and nickel-perturbed jack pine forest microcosms. *Water, Air & Soil Pollut.* 26: 281-292.
- COMBES, A. J. & N. W. LEPP, 1974. The effect of Cu and Zn on the growth of *Marchantia polymorpha* and *Funaria hygrometrica*. *The Bryologist* 77 (3): 447-452.
- CLYMD, R. S., 1963. Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. *Ann. Bot.* 27 (106): 309-324.
- DANIELS, W. W., 1982. *Bioestadística*. 3a. reimp. Limusa, México.
- DURAN, A. D. & V. M. A. RIVERA, 1982. Los musgos epifitos y la contaminación atmosférica en el área urbana de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura (Biología). Esc. Nal. de Estudios Profesionales, Iztacala, UNAM. México. 60 pp.
- EISENREICH, S. J., N. A. METZER Y N. R. URBAN., 1986. Response of atmospheric lead to decreased use of lead in gasoline. *Environ. Sci. Technol.* 20: 171-174.
- EL-SHOBOKSHY, M. S., 1983. Experimental measurements of deposition to smooth and rough surfaces. *Atmos. Environ.* 17 (3): 639-644.
- FOLKESON, L., 1979. Interspecies calibration of heavy metal concentrations in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. *Water, Air & Soil Pollut.* 11: 253-260.
- FOLKESON, L., 1981. Heavy metal accumulation in the moss *Pleurozium schreberi* in the surrounding of two peat-fired power plants in Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 18: 245-253.

- GALLOWAY, J. N., J. D. THORNTON, S. A. NORTON, H. L. VOLCHOK & R. A. N. McLEAN, 1982. Trace metals in the atmospheric deposition: a review and assessment. *Atmos. Environ.* 16(7): 1677-1700.
- GIGNAC, D., 1987. Ecological tolerance and niche structure of *Sphagnum* along a pollution gradient near Sudbury, Ontario, Canada. *Can. J. Bot.* 1268-1274.
- GILBERT, O. R., 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold. New York. 320 pp.
- GLOSCHENKO, W. A., 1989. *Sphagnum fuscum* moss as indicator of atmospheric cadmium deposition across Canada. *Environ. Pollut.* 57(1): 27-33.
- GOODMAN, G. T. & T. M. ROBERTS, 1979. Plants and soils as indicator of metals in the air. *Nature.* 231: 287-292.
- GRAUSTEIN, W. C. & K. K. TUREKIAN, 1989. The effects of forest and topography on deposition of sub-micrometer aerosols measured by lead-210 and cesium-137 in soils. *Agric. Forest. Meteorol.* 47: 199-220.
- GRODIZINSKA, K., 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in polish national parks. *Water, Air & Soil Pollut.* 9: 83-87.
- GRODZINSKA, K., G. SZAREK & B. GODZIK, 1990. Heavy metal deposition in polish national parks changes during ten years. *Water, Air & Soil Pollut.* 49: 409-419.
- GRODZINSKI, W., J. GRESZTA, R. LASKOWSKI, M. MARYANSKI & A. ROZEN, 1990. Effect of the chemical composition of industrial dust on forest floor organic matter accumulation. *Water, Air & Soil Pollut.* 53: 169-178.
- GROET, S. S., 1976. Regional and local variations in heavy metals concentrations in bryophytes in NE United States. *Oikos.* 27: 445-456.
- HARRISON, R. M. & C. R. WILLIAMS, 1982. Airborne cadmium, lead and zinc at rural and urban sites in north-west England. *Atmos. Environ.* 16(11): 2669-2681.
- HASELOFF, H. P. & S. WINKLER, 1980. Influence of heavy metals ions on the gas exchange of mosses. *Cryptog. Bryol. Lichenol* 1(1): 53-65.
- HEINTZENBERG, J., 1980. Fine particles in the global troposphere. A review. *Tellus* 41B: 149-160.
- HERNANDEZ, T. T., L. I. de BAUER & S. V. KRUPA, 1982. Daño por gases oxidantes en pinos y avena: reconocimiento y evaluación en El Ajusco, D. F. *Revista Chapingo* 33/34: 19-28.
- HERNANDEZ, T. T. & L. I. de BAUER, 1984. Evolución del daño por gases oxidantes en *Pinus hartwegii* y *P. montezumae* var *lindleyi* en El Ajusco, D. F. *Agrociencia* 56: 183-194.

- HERRERA, C. M. A., 1990. Evaluación del contenido de plomo en Ramalina farinacea (L.) Ach. en el Volcán Ajusco, D. F. Tesis de Maestría. (Biología) Fac. de Ciencias. UNAM. México 66 pp.
- HOSKER, R. P. & S. E. LINDBERG, 1982. Review: atmospheric deposition and plant assimilation of gases and particles. Atmos. Environ. 16(5): 889-910.
- HYNNINEN, V., 1986. Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland. Ann. Bot. Fenn. 23: 83-90.
- JAUREGUI, E., 1986. The urban climate in México City. In: T. R. CKE (ed.), Urban Climatology and its Applications with Special Regards to Tropical Areas. Proceed. Tech. Conf. (México, 1984): 63-86. WMO, Switzerland.
- JAUREGUI, E., 1987. Clima de la Ciudad de México. In: DDF y EL COLEGIO DE MEXICO (eds.), Atlas de la Ciudad de México: 37-39. Plaza y Valdez, México.
- JAUREGUI, E., 1989. Variaciones espaciales y temporales del plomo atmosférico en la Ciudad de México. Geografía y Desarrollo. 2(4): 15-21.
- JAUREGUI, E., D. KLAUS & W. LAVER, 1981. Una primera estimación del transporte de SO₂ sobre la Ciudad de México. Geof. Int. 20(1): 55-79.
- JOHNSEN, I. & L. RASMUSSEN, 1977. Retrospective study (1944-1976) of heavy metals in the epiphyte Pterogonium gracile collected from one phorophyte. The Bryologist 80(4): 625-629.
- KINGSTON, L., S. LEHARNE & E. MCPHEE, 1988. A survey of vehicular lead deposition in a woodland ecosystem. Water, Air & Soil Pollut. 38: 239-250.
- KERSHAW, K. A., 1973. Quantitative and Dynamic Plant Ecology. 2nd. ed. Edward Arnold Pub., London. 308 pp.
- KLEIN, R. M. & M. BLIS, 1984. Decline in surface coverage by moss on Camel Hump Mountain, Vermont: possible relationship to acidic deposition. The Bryologist 87 (2): 128-131.
- KREYSZIG, E., 1987. Introducción a la Estadística Matemática. 9a. reimp. Limusa, México. 505 pp.
- KUBOTA, J., 1983. Soil and plants and geochemical environment. In: I. THORNTON (ed.), Applied Environmental Geochemistry: 103-122. Academic Press, London.
- LeBLANC, F. & J. DE SLOOVER, 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can. J. Bot. 48: 1485-1496.
- LeBLANC, F., D. N. RAO & G. COMEAU, 1972. The epiphytic vegetation of Populus balsamifera and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario. Can. J. Bot. 50: 519-528.

- LeBLANC, F., G. ROBITAILLE & D. N. RAO, 1974. Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdochville copper mine area, Quebec. *J. Hattori Bot. Lab.* 38: 405-433.
- LEE, J. A. & J. H. TALLIS, 1973. Regional and historical aspects of lead pollution in Britain. *Nature*. 53: 216-218.
- LEMBRECHTS, J. F. M. & L. J. VANDERBORGHT, 1985. Mineral content of *Sphagnum* mosses in belgian bog ecosystems. *J. Environ. Qual.* 14(2): 217-224.
- LEPP, N. W. & J. A. LAWSON, 1984. Some effects of vanadium on the growth and development of gemmaling of two species of thallose liverworts. *The Bryologist* 87 (1): 37-41.
- LEPP, N. W. & M. J. ROBERTS, 1977. Some effects of cadmium on growth of bryophytes. *The Bryologist* 80 (3): 533-536.
- LEPP, N. W. & Y. HOCKENHULL, 1983. Growth responses of *Marchantia polymorpha* gemmalings in relation to concentration and chemical form of applied nickel. *The Bryologist* 86 (4): 342-346.
- LIVETT, E. A., J. A. LEE & J. H. TALLIS, 1979. Lead, zinc and copper analysis of British blanket peats. *J. Ecol.* 67: 865-891.
- LONGTON, R. E., 1980. Physiological ecology of mosses. In J. TAYLOR & A. E. LEVINTON (eds.), *The Mosses of North America*: 77-113. Pacific Division/American Assoc. for the Advancement of Science, San Francisco.
- LOVETT, G. M. & J. D. KINSMAN, 1990. Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. *Atmos. Environ.* 24A: 2767-2786.
- MADRIGAL, S. X., 1967. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel [*Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. & Cham] en el Valle de México. *Inst. Nal. Invest. Forest. Boletín Técnico* 18. México. 94 pp.
- MONDANO, M. & W. H. SMITH, 1974. Mercury contents of soil, mosses and conifers along and urban-suburban transect. *Environ. Conser.* 1(3): 201-203.
- MONTAGNINI, F., H. S. NEUFELD & CH. UHL, 1984. Heavy metal concentrations in some non-vascular plants in an amazonian rainforest. *Water, Air & Soil Pollut.* 21: 317-321.
- MOSSER, F., 1975. Historia geológica de la Cuenca de México. In: *Memoria de las obras del Sistema de Drenaje Profundo del Distrito Federal*. Tomo I. DDF, México. p 7-38.
- MÜLLER-DUMBOIS, D. & H. ELLENBERG, 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley, U.S.A. 547 pp.
- NASH III, T. H., 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. *Ecol. Monogr.* 45: 183-198.

- NRIAGU, J. O., 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environ. Pollut.* 50: 139-161.
- ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD, 1979. Plomo. Criterios de Salud Ambiental 3. Publicación Científica 388. U.S.A. 169 pp.
- OSMUD, D. P., 1984. Impact of trace elements pollution on plants. In: M. TRESHOW (ed.), *Air Pollution and Plant Life*: 291-319. Wiley & Sons, Norwich.
- PADILLA, H., 1989. Estudio analítico de la composición química de la precipitación pluvial en el Valle de México. Tesis de Maestría (Ingeniería) Fac. de Ingeniería, UNAM, México. 109 pp.
- PEIRSON, D. H., P. A. CAWSE, L. SALMON & R. S. CAMBRAY, 1973. Trace elements in the atmospheric environment. *Nature* 241: 252-256.
- PETERSEN, R. L. & P. C. FRANCIS, 1980. Differential germination of fern and moss spores in response to mercuric chloride. *Amer. Fer J.* 70 (4): 115-118.
- PILEGAARD, K., 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of danish stellworks. *Water, Air & Soil Pollut.* 11: 77-91.
- PILEGAARD, K., L. RASMUSSEN & H. GYDESEN, 1979. Atmospheric background of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.* 16: 843-853.
- PROCTOR, M. C. F., 1984. Structure and ecological adaptation. In: A. F. OYER & J. G. PUCKETT (eds.), *The Experimental Biology of Bryophytes*: 9-37. Academic Press, London.
- PUCKETT, K. J., 1988. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition. In: T. H. NASH III y V. WIRTH (eds.), *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. *Bibl. Lichen.* 30: 67-89. Berlin.
- RAEYMAEKERS, G., 1987. Effects of simulated acidic rain and lead on the biomass, nutrient status and heavy metal content of *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. J. Hattori Bot. Lab. 63: 219-230.
- RAO, D. N., 1982. Responses of bryophytes to air pollution. In: A. J. E. SMITH (ed.), *Bryophyte Ecology*: 445-471. Chapman & Hall. London.
- RAO, D. N., G. ROBITAILLE & F. LeBLANC, 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *J. Hattori Bot. Lab.* 42: 213-239.
- RASMUSSEN, L., & I. JOHNSEN, 1976. Uptake of minerals, particularly metals by epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Oikos.* 27: 483-487.
- RASMUSSEN, L., 1978. Element content of epiphytic *Hypnum cupressiforme* related to element content of the bark of different species of phorophytes. *Lindbergia* 4: 209-218.
- RATCLIFFE, D. & A. BEEBY, 1980. Differential accumulation of lead in living and decaying grass on roadside verges. *Environ. Pollut.* 23A: 279-286.

- RATCLIFFE, J. M., 1975. An evaluation of the use of biological indicators in an atmospheric lead survey. *Atmos. Environ.* 9: 623-629.
- REYES, P. C., 1987. *Bioestadística Aplicada*. Trillas, México. 216 pp.
- RINNE, R. J. K. & P. BARCLAY-ESTRUP, 1990. Heavy metals in the feather moss *Pleurozium schreberi* and in soils in NW Ontario, Canada. *Oikos*. 34: 59-67.
- ROSS, H. B., 1990. On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air & Soil Pollut.* 50: 63-76.
- RÜHLING, A. & G. TYLER, 1970. Sorption and retention of heavy metals in the wood land moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21: 92-97.
- RÜHLING, A. & G. TYLER, 1971. Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. *J. Appl. Ecol.* 8: 497-507.
- RÜHLING, A. & G. TYLER, 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air & Soil Pollut.* 2: 445-455.
- RÜHLING, A. & G. TYLER, 1984. Recent changes in the deposition of heavy metals in northern Europe. *Water, Air & Soil Pollut.* 22: 173-180.
- RZEDOWSKI, J., 1981. *Vegetación de México*. Limusa. México. 432 pp.
- RZEDOWSKI, J. & G. CALDERON, 1979. *Flora Fanerogámica del Valle de México*. CECSA. México.
- SALAZAR, S., J. L. BRAVO Y FALCON, 1981. Sobre la presencia de algunos metales pesados en la atmósfera de la Ciudad de México. *Geof. Int.* 20(1): 41-54.
- SANTELMANN, M. V. & E. GORHAM, 1988. The influence of airborne road dust on the chemistry of *Sphagnum* mosses. *J. Ecol.* 76: 1219-1231.
- SARUKHAN, J. & M. FRANCO, 1981. Un modelo de simulación de la productividad forestal de un bosque de pinos. Subsecretaría Forestal y de la Fauna. Serie Premio Nal. Forestal. 1. México. 71 pp.
- SCHOFIELD, W. B., 1985. *Introduction to Bryology*. Macmillan, New York. 431 pp.
- SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA, 1986. Informe sobre el estado del medio ambiente en México. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, México. 79 pp.
- SHACKLETTE, H. T., 1972. Cadmium in plants. *U. S. Geol. Surv. Bull.* 1314-G. 28 pp.
- SHAW, J. & J. A. McCARTINEY, 1985. Gust penetration into plant canopies. *Atmos. Environ.* 19(5): 827-830.

SHOWMAN, R. E., 1988. Mapping air quality with lichens, the north american experience. In: T. H. NASH III & V. WIRTH (eds.), Lichens, Bryophytes and Air Quality. *Bibl. Lichen.* 30: 67-89. Berlin.

SKERFVING, S., 1988. Biological monitoring of exposure to inorganic lead. In: T. W. CLARKSON, L. FRIBERG, G. F. NORDBERG & P. R. SAGER. (eds.), Biological Monitoring of Toxic Metals: 169-197. Plenum Press, New York.

SMITH, A. J. E., 1982. Epiphytes and epiliths. In: A. J. E. SMITH (ed.), Bryophyte Ecology: 191-227. Chapman & Hall. London.

SMITH, W. H., 1982. Air Pollution and Forest. Springer-Verlag. New York. 379 pp.

SMITH, W. H. & T. G. SICCAMA. 1981. The Hubbard Brook Ecosystem Study: Biogeochemistry of lead in the northern hardwood forest. *J. Environ. Qual.* 10: 323-333.

STOKER, H. S. & S. L. SEAGER, 1981. Química Ambiental: Contaminación del aire y del agua. Blume. Barcelona. 320 pp.

TEMPLE, P. J., D. L. McLAUGHIN, S. N. LINZON & R. WILLS, 1981. Moss bags as monitors of atmospheric deposition. *JAPCA* 31(6): 668-670.

TYLER, G. 1971. Moss analysis --a method for surveying heavy metal deposition. In: H. M. ENGLUND & W. T. BEERY (eds.), Proceedings of the second International Clean Air Congress: 129-132. Academic Press. New York & London.

TYLER, G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 231-253.

TYLER, G., M. BALSBERG, G. BENGTON, E. BAATH & L. TRANVI, 1989. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. A review. *Water, Air & Soil Pollut.* 47: 189-215.

VAN ASSCHE, F. & H. CLIJSTERS, 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant, Cell & Environ.* 13: 195-206.

WIMAN, B. L. B., G. I. AGREN & H. O. LANNEFORS, 1985. Aerosols concentration profiles within a mature coniferous forest- Model versus field results. *Atmos. Environ.* 19(2): 363-367.

WINNER, N. E., 1988. Responses of bryophytes to air pollution. In: T. H. NASH III & V. WIRTH (eds.), Lichens, Bryophytes and Air Quality. *Bibl. Lichenol.* 30: 141-173. Berlin-Stuttgart.

YEAPLE, D. S., 1972. Mercury in bryophytes (moss). *Nature.* 235: 229-230.

YULE, F. A. & O. L. LLOYD, 1984a. Metal content of an indigenous moss in Armadale Central Scotland. *Water, Air & Soil Pollut.* 21: 261-270.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

YULE, F. A. & O. L. LLOYD, 1984b. An index of atmospheric pollution survey in Armadale Central Scotland. *Water, Air & Soil Pollut.* 22: 27-45.

ZANDER, R. H. , 1972. Revision of the Genus *Leptodontium* (Musci) in the New World. Reprint from *The Bryologist* 75(3): 213-280.

ANEXO 1. Datos resumidos de la estructura del estrato arbóreo de los bosques de A. religiosa de la Cuenca de México. LOC, localidad; DEN, densidad (ind/ha); COB, cobertura (%); DAP, diámetro a la altura del pecho (m); h1, altura total promedio de los árboles (m); h2, profundidad del dosel a partir de la primera rama importante sin hojas (m); h3, profundidad del dosel a partir de la primera rama importante con hojas (m); CV, coeficiente de variación (%); Af1, área foliar calculada con h2; Af2, área foliar calculada con h3; Pb, concentración promedio de plomo en muestras lavadas de L. viticulosoides ($\mu\text{g/g}$).

LOC	DEN	COB	DAP	h 1	Cv h 1	h 2	Cv h 2	h 3	Cv h 3	Af 1	Af 2	Pb
I-1	311.1	139.7	0.46	20.8	48.6	16.7	55.9	9.8	65.7	6.8	2.9	19.0
I-2	429.6	108.5	0.17	9.8	84.7	8.6	84.9	8.0	66.3	4.4	3.7	27.5
I-3	281.5	126.7	0.49	26.8	27.6	23.5	33.2	18.0	42.2	7.9	4.8	24.0
I-4	251.9	100.0	0.36	16.9	43.2	14.8	48.6	11.9	45.4	4.6	2.9	22.2
I-5	370.4	100.2	0.38	15.9	26.4	12.9	31.0	9.0	46.7	4.5	2.3	21.5
I-6	311.1	155.9	0.45	19.5	29.2	15.7	35.0	12.0	45.8	6.4	4.8	17.7
I-7	377.8	—	0.27	16.4	24.4	12.3	35.0	9.0	46.7	—	—	24.4
I-8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	20.3
II-1	555.6	149.3	0.19	11.0	78.9	9.8	80.9	8.9	69.9	5.8	5.3	22.5
II-2	896.6	149.8	0.15	8.7	57.5	7.7	57.1	7.0	64.3	5.5	4.8	22.4
II-3	696.6	105.8	0.15	8.9	55.1	7.4	59.5	6.7	62.7	3.9	3.3	22.2
II-4	503.7	63.1	0.18	12.5	50.4	10.7	56.1	10.4	52.9	3.9	3.6	16.3
II-5	377.8	97.7	0.32	15.5	85.2	11.9	90.8	11.8	92.4	5.1	5.1	24.2
II-6	414.8	147.3	0.39	22.7	33.9	19.3	39.4	17.6	38.1	9.0	7.4	18.2
II-7	266.7	91.8	0.48	24.6	23.6	18.1	28.2	17.0	28.8	5.1	4.5	17.5
II-8	325.9	133.8	0.46	22.7	23.8	18.3	23.0	15.2	37.5	6.9	5.1	13.0
III-1	266.7	114.6	0.39	18.4	32.1	13.1	30.5	—	—	4.1	—	95.9
III-2	311.1	80.3	0.30	13.6	42.6	10.7	42.1	—	—	3.2	—	78.2
III-3	281.5	90.0	0.31	20.4	26.5	16.0	30.6	12.1	40.5	4.7	2.8	74.5
III-4	459.2	105.0	0.25	10.5	79.0	9.5	82.1	9.5	90.5	8.4	4.7	76.9
III-5	385.2	105.6	0.30	18.1	63.0	14.7	70.7	13.4	69.4	5.8	4.9	133.5
III-6	273.0	108.9	0.66	32.6	20.6	20.5	22.0	—	—	5.9	—	75.5
III-7	192.6	158.8	0.79	34.8	23.6	25.2	31.7	21.1	41.7	7.9	5.6	88.5
III-8	148.1	49.5	0.41	25.6	41.0	17.2	40.1	17.2	39.8	2.9	2.6	73.8
III-9	325.9	108.3	0.42	33.2	24.1	27.8	32.4	25.7	36.2	9.4	8.2	76.6

ANEXO 2. Datos resumidos de la cobertura de *Leptodontium viticu* losoides en oyameles de la Cuenca de México. LOC, localidad; TM, tamaño de la muestra, sumando las tres alturas de muestreo (cm); INT*, número de intercepciones del musgo en las tres alturas; FR1, frecuencia relativa 1 ($INT^*/TM \times 100, \%$); FR2, frecuencia relativa 2 ($INT^*/9580 \times 100, \%$); h, altura de muestreo sobre el tallo de los oyameles (m); INT, número de intercepciones del musgo en la altura h; FR3, frecuencia relativa 3 ($INT/TM \times 100, \%$); FR4, frecuencia relativa 4 ($INT/INT^* \times 100, \%$). Nota: FR1 y FR2 son frecuencias referidas a las tres alturas de muestreo en conjunto, mientras FR3 y FR4 corresponden a cada una de las tres alturas. Ver explicación más detallada en el capítulo de métodos de este trabajo.

LOC	TM	INT*	FR1	FR2	h 0.5			h 1.0			h 1.5		
					INT	FR3	FR4	INT	FR3	FR4	INT	FR3	FR4
I-1	5728	111	1.94	1.16	35	0.61	31.5	44	0.77	39.6	32	0.56	28.8
I-2	3528	131	3.71	1.38	36	1.02	27.5	56	1.99	42.7	39	1.11	29.8
I-3	6104	423	6.93	4.42	87	1.43	20.6	136	2.23	32.2	200	3.28	47.3
I-4	3776	104	2.75	1.09	13	0.34	12.5	38	1.01	36.5	53	1.40	51.0
I-5	4504	699	19.96	9.38	347	7.70	38.6	286	6.25	31.8	266	5.91	29.6
I-6	4972	495	10.16	5.17	88	1.81	17.8	208	4.27	42.0	199	4.08	40.2
I-7	4144	406	9.80	4.24	161	3.89	39.7	132	3.19	32.5	113	2.73	27.8
I-8	4376	488	11.38	5.20	246	5.62	49.4	124	2.83	24.9	128	2.93	25.7
II-1	2712	534	19.69	5.57	136	5.01	25.5	201	7.41	37.6	197	7.26	36.9
II-2	4416	335	7.59	3.50	67	1.52	20.0	100	2.26	29.9	168	3.80	50.1
II-3	7064	332	4.70	3.47	109	1.54	32.8	129	1.83	38.9	94	1.33	28.3
II-4	5320	127	2.39	1.33	65	1.22	51.2	17	0.32	13.4	45	0.85	35.4
II-5	4440	127	2.86	1.33	31	0.70	24.4	44	0.99	34.6	52	1.17	40.9
II-6	5664	270	4.77	2.82	91	1.61	33.7	107	1.89	39.6	72	1.27	26.7
II-7	5400	817	15.13	8.53	312	5.78	38.2	300	5.56	36.7	205	3.80	25.1
II-8	5184	375	7.23	3.91	161	3.12	42.9	110	2.12	29.3	104	2.01	27.7
III-1	4288	640	14.93	6.68	357	8.33	55.8	199	4.64	31.1	84	1.96	13.1
III-2	4376	392	8.96	4.09	277	6.33	70.7	97	2.22	24.7	18	0.41	4.6
III-3	4920	143	2.91	1.49	71	1.44	49.7	48	0.98	33.6	24	0.49	16.8
III-4	5952	1780	29.91	18.58	652	10.95	36.6	754	12.67	42.4	374	6.32	21.0
III-5	6024	225	3.74	2.35	129	2.14	57.3	65	1.08	28.9	31	0.51	13.8
III-6	5960	185	3.10	1.93	95	1.59	51.4	72	1.21	38.9	18	0.30	9.7
III-7	7888	217	2.75	2.27	80	1.01	36.9	103	1.31	47.5	34	0.43	15.7
III-8	6064	7	0.11	0.07	0	0.00	00.0	0	0.00	00.0	7	0.12	100.0
III-9	4528	7	0.15	0.07	7	0.15	100.0	0	0.00	00.0	0	0.00	00.0

$\Sigma = 9580$

